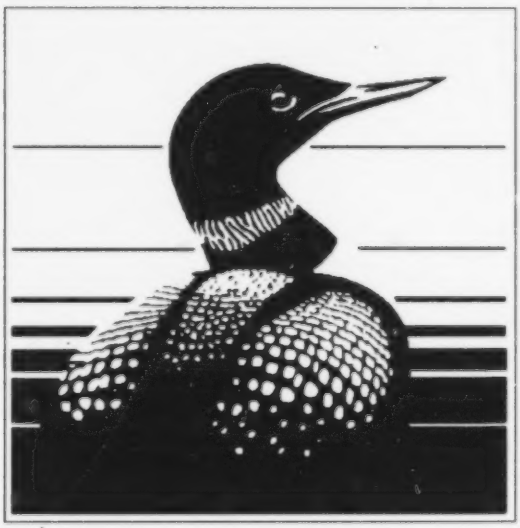
IMPACTS DES PLUIES ACIDES SUR LA FAUNE AQUATIQUE DU QUÉBEC MÉRIDIONAL ET ÉTABLISSEMENT D'UN RÉSEAU DE SUIVI BIOLOGIQUE EN LACS

S. Légaré, P. Labonté et L. Champoux

Région du Québec 2006
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement



Série de rapports techniques Numéro 462

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports, créée en 1986, donne des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF). Elle vise à diffuser des études qui s'adressent à un public restreint ou sont trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou une autre série du SCF.

Ces rapports techniques ne sont habituellement demandés que par les spécialistes des sujets traités. C'est pourquoi ils sont produits à l'échelle régionale et en quantités limitées. Ils sont toutefois numérotés à l'échelle nationale. On ne peut les obtenir qu'à l'adresse indiquée au dos de la page titre. La référence recommandée figure à la page titre.

Les rapports techniques sont conservés dans les bibliothèques du SCF et figurent dans le catalogue de la Bibliothèque nationale du Canada, que l'on retrouve dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur, en fonction du public visé, accompagnés d'un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisante pour publier ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle doivent être envoyées à l'adresse indiquée au dos de la page titre.**

CANADIAN WILDLIFE SERVICE TECHNICAL REPORT SERIES

This series of reports, introduced in 1986, contains technical and scientific information on Canadian Wildlife Service projects. The reports are intended to make available material that is either of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for the Technical Reports is usually limited to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities. They are numbered according to a national system but can be obtained only from the address given on the back of the title page. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada, which is available in science libraries across the country. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with an abstract in the second official language. **To determine whether there is sufficient demand to make the Reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

2007-00316

IMPACTS DES PLUIES ACIDES SUR LA FAUNE AQUATIQUE DU QUÉBEC MÉRIDIONAL ET ÉTABLISSEMENT D'UN RÉSEAU DE SUIVI BIOLOGIQUE EN LACS

S. Légaré, P. Labonté et L. Champoux

Environnement Canada, Service canadien de la faune,
C.P. 10100, Québec (Québec), Canada, G1V 4H5.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 462
Région du Québec 2006
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit :

Légaré, S., P. Labonté et L. Champoux. 2006. Impacts des pluies acides sur la faune aquatique du Québec méridional et établissement d'un réseau de suivi biologique en lacs. Série de rapports techniques no. 462, Région du Québec 2006, Service canadien de la faune, xii + 87 p.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2006.

Numéro de catalogue CW69-5/462F

ISBN 0-662-72303-1

Pluies acides - faune aquatique - lacs - suivi biologique - physico-chimie

Photo page couverture : Patrick Labonté

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Québec (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Malgré les importantes réductions d'émissions polluantes imposées aux États-Unis et au Canada depuis 20 ans, les pluies acides représentent encore aujourd'hui l'une des plus importantes menaces pour les écosystèmes de l'est du Canada. De larges territoires situés au sud de l'Ontario, au sud du Québec et dans les Maritimes reçoivent toujours des quantités de dépôts acides dépassant leur charge critique. Il n'en demeure pas moins que les signes de rétablissement de la chimie des lacs et des cours d'eau de l'est du Canada se sont multipliés au cours des dernières années en réponse aux baisses des émissions. Cependant, il existe toujours peu de preuves tangibles du même processus dans le cas de la faune aquatique.

Au Québec, le réseau de suivi du Transport À Distance des Polluants Atmosphériques (TADPA) opéré par Environnement Canada a permis de mettre en lumière une amélioration de l'état d'acidité des lacs québécois au cours de la dernière décennie. Cependant, peu d'efforts ont été dirigés vers le biote et aucun programme de suivi biologique temporel n'a pu être conservé si bien qu'aujourd'hui nous ne sommes pas en mesure de statuer sur l'évolution de la situation de la faune aquatique face aux réductions des émissions acides. Pour pallier à ce manque, le Service canadien de la faune a débuté, en 2001, un inventaire de la faune aquatique de 33 lacs situés dans la zone de fortes dépositions du sud-ouest du Québec. L'objectif était d'établir les bases d'un suivi temporel de la faune en parallèle au suivi physico-chimique du réseau TADPA. Il visait également à identifier des bioindicateurs sensibles aux dépôts acides qui permettraient de percevoir plus globalement les effets des programmes nord américains de réduction d'émissions acidifiantes sur les écosystèmes aquatiques du Québec.

Les lacs choisis couvrent une gamme de pH allant de 5,09 à 7,70 et font, pour la plupart, partie du réseau TADPA. Des prélèvements de zooplancton et de macroinvertébrés nectoniques et benthiques ont été réalisés, alors que les espèces de poissons, d'amphibiens et de sauvagine ont été identifiées afin de dresser le portrait le plus complet possible des communautés habitant ces milieux. Les caractéristiques physico-chimiques des lacs ont ensuite été mises en relation avec la présence, l'abondance et la diversité des taxons afin d'en déterminer les impacts sur la faune.

Les inventaires ont permis d'identifier près de 200 taxons, principalement des invertébrés benthiques et nectoniques. L'acidité de l'eau semble surtout affecter les invertébrés benthiques en réduisant leur richesse et leur abondance alors qu'elle a peu d'effet sur le necton et le zooplancton. Les familles benthiques des *Hyallellidae* (amphipode), *Ancylidae* (bivalve), *Libellulidae* (libellule) et *Ephemerellidae* (éphémère) apparaissent comme des taxons sensibles à l'état d'acidification des lacs et s'avèrent être des bioindicateurs potentiels pour un suivi temporel.

D'autres facteurs chimiques, physiques, biologiques et géographiques affectent significativement la composition des communautés aquatiques. La présence de poissons affecte les invertébrés nectoniques, causant des baisses respectives de 77 et 35 % de l'abondance et de la richesse de ce groupe d'organismes. La répartition de la biomasse zooplanctonique est également modifiée par le poisson alors que les invertébrés benthiques semblent peu affectés. Les conditions de visibilité et de productivité des lacs affectent grandement l'abondance et la richesse dans le necton. Enfin, on observe une augmentation de la richesse dans le benthos, chez les poissons et les amphibiens dans un gradient est-ouest.

ABSTRACT

Despite significant mandated reductions in emissions in the United States of America and in Canada in the past 20 years, acid rain is still today one of the most important threats facing ecosystems in eastern Canada. Large areas of southern Ontario, southern Quebec, and in the Maritimes continue to receive levels of acid deposition in excess of critical loads. However, improvements in the acidification status of many lakes are being observed in eastern Canada. Nevertheless, there is little tangible evidence of such a process with respect to aquatic fauna.

In Québec, the LRTAP (Long Range Transport of Atmospheric Pollutants) network operated by Environment Canada has shown that there has been a noticeable improvement in the levels of acidification of Quebec lakes in the past decade. However, there has been little effort expended on the biota and there has been no biological monitoring program maintained, such that today we cannot determine how the situation of aquatic fauna has changed after the reduction in acid-causing emissions. To fill this gap, the Canadian Wildlife Service initiated in 2001 a survey of aquatic fauna in 33 lakes located in southwestern Quebec. The project's objective was to establish a long-term monitoring program of aquatic fauna to complement the chemical monitoring achieved by the LRTAP network. The project aims to also identify bioindicators sensitive to acidification that would thereby permit to perceive on a more global scale the overall effects of the North American acid-emission reduction programs on Quebec's aquatic ecosystems.

The lakes selected have a pH ranging from 5.09 to 7.70 and most are part of the LRTAP network. At each lake sampling for zooplankton, nektonic and benthic macroinvertebrates were carried out, and species of fish, amphibians, and waterfowl were identified in order to obtain the most complete description of communities inhabiting the area. Physical and chemical characteristics of the lakes were recorded and correlated with the presence, abundance, and diversity of taxa in order to determine the impacts on fauna composition.

From the surveys nearly 200 taxa were identified, principally benthic and nektonic invertebrates. Water acidity seemed to have had the most effect on benthic invertebrates, by reducing their richness and abundance, whereas it had little effect on nekton and zooplankton. The benthic families of *Hyallellidae* (amphipod), *Ancylidae* (bivalve), *Libellulidae* (dragonfly) and *Ephemerellidae* (mayfly) were the most acid-sensitive taxa and are therefore potential bioindicators for a monitoring program.

Other chemical, physical, biological, and geographical factors have a significant impact on the composition of aquatic communities. The presence of fish affects nektonic invertebrates, causing respective decreases of 77% and 35% in abundance and richness in this group of organisms. The distribution of zooplankton biomass is equally affected by fish whereas benthic invertebrates seem little affected. Water transparency and lake productivity have a major impact on abundance and richness of nektonic organisms whereas benthic invertebrates, fish, and amphibians show an increase of richness over a geographic gradient from east to west.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iii
ABSTRACT v
TABLE DES MATIÈRES vii
LISTE DES TABLEAUX ix
LISTE DES FIGURES x
REMERCIEMENTS xii
1 INTRODUCTION 1
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 3
2.1 ZONE D'ÉTUDE ET SITES ÉCHANTILLONNÉS 3
2.2 PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE 3
2.3 PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES 3
2.3.1 Transparence 3
2.3.2 Chimie de l'eau 4
2.4 MÉTHODES DE CAPTURE ET D'ÉCHANTILLONNAGE 4
2.4.1 Filet Wisconsin 4
2.4.2 Drague des sédiments 5
2.4.3 Fauchage de la zone nectonique 8
2.4.4 Pièges entonnoirs 8
2.4.5 Nasses 8
2.4.6 Substrats artificiels 8
2.4.7 Observation visuelle et identification sonore 9
2.4.8 Autres sources de données 9
2.5 MÉTHODES STATISTIQUES 9
2.5.1 Régressions simples et test Welch-Anova 9
2.5.2 Analyses de correspondances canoniques 9
2.5.3 Analyses en composantes principales 10
2.5.4 Indice de diversité de Shannon-Wiener 10
3 RÉSULTATS 12
3.1 CARACTÉRISTIQUES MORPHOLOGIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES DES LACS 12
3.2 CAPTURES PAR MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE 16
3.2.1 Filet Wisconsin 16
3.2.1.1 Composition des communautés zooplanctoniques 16
3.2.1.2 Biomasse zooplanctonique 17
3.2.2 Drague des sédiments 23
3.2.3 Fauchage de la zone nectonique 29
3.2.4 Pièges entonnoirs 34
3.2.5 Nasses 34
3.2.6 Substrats artificiels 38
3.3 COMMUNAUTÉS DE POISSONS 39
3.4 COMMUNAUTÉS D'AMPHIBIENS 41
3.5 SAUVAGINE 43
3.6 EFFETS DES FACTEURS PHYSIQUES ET CHIMIQUES SUR LA FAUNE AQUATIQUE 45

3.6.1 Effets sur le zooplancton 45
3.6.2 Effets sur le benthos 45
3.6.3 Effets sur le necton 49
3.6.4 Effets sur les poissons 53
3.6.5 Effets sur les amphibiens 55
3.7 EFFETS DE LA PRÉSENCE DE POISSONS SUR LA MICROFAUNE AQUATIQUE 57
3.7.1 Zooplancton 57
3.7.2 Effets sur le benthos 58
3.7.3 Effets sur le necton 58
4 DISCUSSION 62
4.1 INFLUENCE DU pH ET DES AUTRES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES 62
4.2 ZOOPLANCTON 62
4.3 BENTHOS 63
4.4 NECTON 64
4.5 POISSONS 65
4.6 AMPHIBIENS 66
4.7 SAUVAGINE 67
4.8 BIOINDICATEURS ET SUIVI À LONG TERME 68
5 CONCLUSION 70
BIBLIOGRAPHIE 72
ANNEXE 1. Taxonomie utilisée 83

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des lacs échantillonnés 6

Tableau 2. Caractéristiques morphologiques des lacs échantillonnés 13

Tableau 3. Caractéristiques physico-chimiques des lacs échantillonnés 14

Tableau 4. Matrice de corrélations de Spearman entre 13 paramètres physiques et chimiques des lacs échantillonnés 16

Tableau 5. Identification et abondance (individus l^{-1}) du zooplancton 18

Tableau 6. Biomasse (µg/L) totale et par classe de taille du zooplancton 22

Tableau 7. Richesse, abondance et diversité dans le benthos 24

Tableau 8. Nombre de captures par famille dans le benthos 25

Tableau 9. Richesse, abondance et diversité dans le necton 30

Tableau 10. Nombre de captures par famille dans le necton 31

Tableau 11. Nombre de captures par les pièges entonnoirs 35

Tableau 12. Nombre de captures dans les nasses 36

Tableau 13. Nombre de captures par famille sur les substrats artificiels 38

Tableau 14. Nombre de poissons capturés et identification des espèces présentes 40

Tableau 15. Nombre d'amphibiens capturés et identification des espèces présentes 42

Tableau 16. Présence des espèces de sauvagine dans les lacs visités 44

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des lacs échantillonnés 7

Figure 2. A) Schéma du filet troubleau pour le benthos et le necton; B) Schéma du piège entonnoir pour les sangsues; C) Schéma des substrats artificiels pour le benthos 11

Figure 3. Variation de la biomasse humide et du pourcentage sur la biomasse totale de zooplancton de la classe de taille 100 µm, en fonction du pH du lac 45

Figure 4. Relations entre la richesse en familles d'invertébrés benthiques et le pH, l'alcalinité, le calcium et la longitude des lacs visités 46

Figure 5. Relations entre l'abondance d'invertébrés benthiques et le pH, l'alcalinité, le carbone organique dissous, la transparence et le calcium 47

Figure 6. Diagramme d'ordination pour l'analyse de correspondances canoniques des familles d'invertébrés du benthos 48

Figure 7. Analyse en composantes principales de la composition des communautés benthiques 49

Figure 8. Relations entre l'abondance d'invertébrés nectoniques et le carbone organique dissous, la transparence de l'eau, le phosphore total et l'azote total 50

Figure 9. Relations entre la diversité en familles d'invertébrés nectoniques et le carbone organique dissous, la transparence de l'eau, le phosphore total et l'azote total 51

Figure 10. Diagramme d'ordination pour l'analyse de correspondances canoniques des familles d'invertébrés du necton 52

Figure 11. Analyse en composantes principales de la composition des communautés nectoniques 53

Figure 12. Effets de six paramètres physiques, chimiques et géographiques sur la richesse en espèces de poissons 54

Figure 13. Distribution des espèces de poissons selon le pH dans les lacs visités 55

Figure 14. Effets de trois paramètres chimiques et géographiques sur la richesse en amphibiens 56

Figure 15. Distribution des espèces d'amphibiens selon le pH dans les lacs visités 57

Figure 16. Effet de la présence de poissons sur la biomasse du zooplancton (A) et sa répartition (B) selon les classes de taille 59

Figure 17. Comparaison du nombre d'organismes par échantillon, du nombre de familles par lac et de l'indice de diversité de Shannon-Wiener dans le benthos selon la présence ou l'absence de poissons 59

Figure 18. Effet de la présence de poissons sur les proportions qu'occupent deux familles dans le benthos et cinq familles dans le necton 60

Figure 19. Comparaison du nombre d'organismes par échantillon, du nombre de familles par lac et de l'indice de diversité de Shannon-Wiener dans le necton selon la présence ou l'absence de poissons 61

REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes ont collaboré à la réalisation de cette étude. Nous souhaitons particulièrement remercier Suzanne Couture du Centre Saint-Laurent (CSL) pour le partage des données de physico-chimie des lacs TADPA ainsi que pour l'échantillonnage en hélicoptère de lacs hors du réseau. Merci également à Michel Plante du Parc national de la Maurice (PNLM) pour le support technique et scientifique entourant l'échantillonnage et l'analyse des lacs du PNLM.

Bastien Tremblay (ZEC des Martres), Yves Marcouiller (PNLM), Guillaume Tremblay (Service canadien de la faune, SCF), Marie-Noëlle Chouinard (étudiante) et Solajo Couturier (étudiant) ont également apporté un support appréciable dans l'échantillonnage ou le travail en laboratoire.

La collaboration des gestionnaires et employés des territoires suivants doit également être soulignée : Parc de la Gatineau, Parc des Grands Jardins, Réserve faunique des Laurentides, Réserve faunique Mastigouche, Réserve faunique Papineau-Labelle, Secteur Tourilly, Forêt Montmorency, ZEC Lac-au-Sable, ZEC Batiscan-Neilson, ZEC Collin, ZEC Wessonneau, ZEC Kiskissink, ainsi que John Kennedy de la Pourvoirie Kennedy pour la qualité de son accueil.

Nous désirons enfin remercier sincèrement Jean-Luc DesGranges (SCF) et Daniel Houle (CSL) pour la révision du document ainsi que Richard Cotter (SCF) pour la traduction du résumé en anglais, Martine Benoît (SCF) pour la cartographie et Manon Boulé pour la révision linguistique.

Cette étude a été initiée grâce au support financier du Programme National sur les Pluies Acides mais n'aurait pu être réalisée sans la contribution du Service canadien de la faune, région du Québec.

1 INTRODUCTION

Depuis plus de trois décennies, les précipitations acides représentent un problème environnemental majeur pour le Canada (Jeffries 1997). En Amérique du Nord, d'importants programmes de réductions de rejets atmosphériques ont été mis en branle au cours des années 1980 et 1990 afin de réduire le stress imposé aux écosystèmes de l'est du continent, principale région affectée par les dépôts acides (Shannon 1999, Likens *et al.* 2001). C'est ainsi qu'entre 1980 et 2000, les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) ont baissé de 50% au Canada alors qu'aux États-Unis elles ont chuté de 40% de 1985 à 2000 (Niemi 2005).

Malgré les nombreux efforts de réduction des émissions et la baisse subséquente du taux de déposition, les modèles permettent d'estimer que 21 à 75 % du territoire de l'est du Canada reçoit des dépôts acides qui dépassent les charges critiques (Jeffries et Ouimet 2005). En dépit de l'Accord Canada-É.U. sur la qualité de l'air concernant la réduction d'ici 2010 des émissions de SO_2, toujours l'agent acidifiant principal dans l'est, on estime que les deux pays devront réduire d'un 75 % supplémentaire les émissions de ce polluant pour préserver les écosystèmes du Canada des dommages causés par les dépôts acides (Jeffries et Ouimet 2005).

Différents processus chimiques et climatiques ont également contribué au ralentissement prévu du rétablissement des écosystèmes; la baisse des cations basiques dans les sols, les chocs acides liés aux périodes de sécheresse et le rôle grandissant de l'azote sont les principaux facteurs pouvant expliquer ce retard (Houle 2005, Jeffries *et al.* 2005). Malgré tout, l'état de nombreux lacs démontre une amélioration en particulier ceux qui sont situés près des industries ayant significativement réduit leurs émissions (Jeffries *et al.* 2003, Weeber *et al.* 2005). Des programmes de suivi mis en place dans les années 80 sont en mesure aujourd'hui de statuer sur l'impact des programmes de réductions et le rétablissement des écosystèmes (Shaw *et al.* 1995, Stoddard *et al.* 1998, Jeffries *et al.* 2003).

Depuis 1983, Environnement Canada, région du Québec, effectue un suivi physico-chimique d'une série de lacs situés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Le réseau TADPA (Transport À Distance des Polluants Atmosphériques) permet en effet de suivre l'évolution de l'acidité de lacs témoins en réponse aux réductions d'émissions acidifiantes (Bouchard et Haemmerli 1990, Bouchard 1995, Bouchard 1996). Les observations les plus récentes tendent à démontrer une amélioration globale de l'état des lacs suivis et un rétablissement plus rapide des lacs du sud-ouest (Jeffries *et al.* 2003, Houle *et al.* 2004).

Si les signes de rétablissement de la physico-chimie des lacs sont de plus en plus nombreux, il en est tout autrement pour la faune aquatique. D'abord, le suivi biologique existant concerne un nombre plus restreint de lacs au pays et se concentre principalement en Ontario où les seuls cas de rétablissement partiels ont été observés au pays (Jeffries *et al.* 2005). Au Québec, l'aspect faunique a été abordé dans les années 80 (DesGranges 1985, DesGranges et Darveau 1985, DesGranges et Hunter 1987, Richard 1988, DesGranges et Houde 1989, Darveau *et al.* 1989, Pope *et al.* 1989, Gagnon *et al.* 1990). Cependant, aucun programme de suivi temporel n'a pu être préservé si bien qu'aujourd'hui nous ne sommes pas en mesure de statuer sur l'évolution de la situation de la faune aquatique du Québec suite aux baisses d'émissions acides.

Pour tenter de pallier à ce manque, le Service canadien de la faune (SCF) a instauré, en 2001, un suivi de la faune aquatique sur une série de lacs situés dans la zone de fortes dépositions du Québec méridional. L'objectif principal était d'établir les bases d'un suivi temporel de la faune en parallèle au suivi physico-chimique assuré par le réseau TADPA. Il visait également à identifier des bioindicateurs sensibles aux dépôts acides qui permettraient de percevoir plus globalement les effets des programmes nord américains de réduction d'émissions acides sur les écosystèmes aquatiques du Québec.

Entre 2001 et 2003, des inventaires fauniques ont donc été réalisés sur 33 lacs québécois, dont 23 appartenant au réseau TADPA. Les milieux visités étaient tous situés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, entre les rivières des Outaouais et Saguenay, et composaient un large éventail de pH (5,09 à 7,70). L'échantillonnage touchait plusieurs communautés d'organismes : benthos, necton, zooplancton, poissons, amphibiens et sauvagine.

Les résultats de ce rapport viennent donc complémenter les données physico-chimiques des lacs en abordant le volet biologique des impacts des précipitations acides sur les écosystèmes aquatiques. Il est souhaité qu'il ne s'agisse ici que de la première phase d'un suivi temporel du biote qui permettra éventuellement d'appuyer les signes de rétablissement décelés par la chimie de l'eau afin d'obtenir un portrait plus complet de la situation.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 ZONE D'ÉTUDE ET SITES ÉCHANTILLONNÉS

Pendant les saisons estivales 2001, 2002 et 2003, 33 lacs du Québec méridional ont été échantillonnés (Tableau 1). Tous les lacs visités sont situés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent entre les rivières Saguenay à l'est et des Outaouais à l'ouest (Figure 1). La plupart sont dans des zones recevant des quantités importantes de dépôts acidifiants et dont la sensibilité au phénomène de l'acidification a été reconnue (Bobée *et al.* 1983, Gilbert *et al.* 1985, Jeffries *et al.* 2005). Vingt-trois lacs font partie du réseau TADPA, des dix autres, deux sont situés dans la ZEC des Martres (Charlevoix) et huit dans le Parc national de la Mauricie.

2.2 PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Lors de la première année d'échantillonnage en 2001, chaque lac était visité à deux périodes. La première visite s'effectuait en juin ou juillet et consistait en prélèvements du benthos et du necton et à l'installation de nasses, de pièges à sangsues et de substrats artificiels pour le benthos. Cette première visite s'étalait sur deux jours consécutifs, la deuxième journée permettant la récolte des nasses et des pièges à sangsues.

La seconde visite s'effectuait huit semaines après la première (août - septembre) et visait à récupérer les substrats artificiels et à échantillonner le zooplancton. À chacune des visites, la sauvagine et les amphibiens observés et/ou entendus étaient notés. La transparence de l'eau était également mesurée au centre du lac. Étant donnés les coûts d'opération élevés associés à une deuxième tournée des lacs, les substrats artificiels n'ont été utilisés qu'en 2001.

Lors des deux années suivantes, le nombre de visites a donc été réduit à une seule entre la mi-juin et la mi-juillet. Toutes les opérations de terrain, incluant le zooplancton, ont donc été effectuées lors d'une seule visite étalée sur deux jours consécutifs.

2.3 PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES

2.3.1 Transparence

La transparence de l'eau a été obtenue au moyen du disque de Secchi. Cette mesure consiste à noter la profondeur à laquelle on ne distingue plus les quartiers noir et blanc d'un disque de 20 cm de diamètre. La mesure de la transparence a été prise au centre du lac et à chacune des visites en 2001. La valeur présentée pour les lacs visités cette année-là est donc la moyenne des deux mesures.

2.3.2 Chimie de l'eau

Les autres paramètres physico-chimiques proviennent principalement du programme de suivi des lacs du réseau TADPA, sous la responsabilité du Centre Saint-Laurent, Environnement Canada (S. Couture, communications personnelles). Les données concernant les huit lacs du Parc national de la Mauricie qui ne font pas partie du réseau TADPA proviennent en partie de Masson et al. (2001) et d'échantillons prélevés en juin 2004 pendant la tournée d'échantillonnage du réseau TADPA. Les données des lacs Côte-à-Côte et Freddo proviennent quant à eux d'échantillons récoltés lors de la tournée TADPA de juin 2003. Les échantillons ainsi prélevés ont été analysés au laboratoire du Centre Saint-Laurent selon les protocoles du réseau TADPA (Houle *et al.* 2004).

Les données présentées pour les lacs faisant partie du réseau TADPA sont les moyennes des échantillons prélevés entre 1999 et 2001. Pour la majorité des paramètres de ces lacs, le nombre de données utilisées (n) est de cinq et est constitué de deux échantillons récoltés au printemps (mai ou juin) et trois en automne (novembre ou décembre). Cependant, les données de fer (Fe) et d'aluminium (Al) résultent de deux (un d'automne et un de printemps) ou trois (deux d'automne et un de printemps) échantillons. Pour tous les autres lacs ne faisant pas partie du réseau TADPA, les résultats présentés sont issus d'un unique échantillon prélevé au printemps.

2.4 MÉTHODES DE CAPTURE ET D'ÉCHANTILLONNAGE

Les groupes visés par l'inventaire des communautés biologiques des lacs étaient principalement le benthos, le necton, le zooplancton, les amphibiens, les poissons et la sauvagine. Les techniques d'inventaire ont été grandement inspirées de celles utilisées en Ontario par le Service canadien de la faune (McNicol *et al.* 1995). Chacun de ces groupes d'organismes a été récolté par une ou plusieurs techniques d'échantillonnage. La taxonomie utilisée pour l'identification des organismes est celle de l'*Integrated Taxonomic Information System* (www.itis.usda.gov).

2.4.1 Filet Wisconsin

Un filet de type Wisconsin d'une porosité de 63 microns et d'un diamètre de 30 cm a été utilisé afin d'échantillonner le zooplancton. Chaque lac a été échantillonné en son point le plus profond ou en son centre lorsque la bathymétrie était inconnue. Un trait vertical a été effectué de 1 m au-dessus du fond jusqu'à la surface. Dans le cas des lacs dont la profondeur était inférieure à cinq mètres, un trait horizontal de dix mètres de longueur a été effectué à une profondeur approximative de un mètre. Le filet a été récupéré à une vitesse de 0,75 m/sec. Les organismes ont été d'abord narcotisés par l'ajout de soda mousse utilisé pour rincer le filet. Les échantillons ont ensuite été conservés dans une solution de formaldéhyde 4 %.

L'identification du zooplancton a été réalisée par la firme EXXEP Environnement. Chaque échantillon a été tamisé à l'eau claire dans un tamis ayant une ouverture de maille de 53 µm. Après avoir retiré les gros morceaux (*Chaoboridae* et autres) le refus du tamis a été transféré dans un volume connu d'eau (entre 100 et 700 ml) puis fractionné à l'aide d'une pipette Stempel (Van Guelpen *et al.* 1982) de façon à ce qu'au moins 300 organismes soient retirés de l'échantillon.

L'identification et le décompte ont été effectués avec une loupe binoculaire. Les organismes ont été identifiés dans la mesure du possible à l'espèce à partir des clés d'identification de Thorp et Covich (2001), Balcer *et al.* (1984), Cook (1981), Borkent (1979), Smith et Fernando (1978) et Saether (1970). Cependant, pour certains groupes (p.e. rotifères) l'identification à l'espèce a été rendue impossible en raison de certaines difficultés de préservation.

La biomasse du zooplancton a été déterminée pour quatre classes de tailles au moyen de tamis ayant des ouvertures de mailles de 500, 212, 106 et 53 µm. Afin de simplifier les appellations, les classes de taille 53-105, 106-211, 212-499 et ≥ 500 µm ont été respectivement nommées 53, 100, 200 et 500 µm. Les poids frais égouttés des organismes retenus par les tamis ont été mesurés au 0,1 mg près sur une balance de précision Mettler H35.

2.4.2 Drague des sédiments

Les organismes benthiques ont été échantillonnés au moyen d'un filet troubleau (grosseur de mailles de 0,85 mm) monté sur une tige de métal en forme de « D » (largeur de la base : 28 cm) et un manche de bois (Figure 2A). Dix stations ont été aléatoirement choisies sur le périmètre de chaque lac dans des zones dont la profondeur était inférieure à 1 m. Les sédiments ont été prélevés sur une longueur de 0,5 m et une profondeur de 1 à 2 cm, couvrant ainsi une superficie de 0,14 m^2 par prélèvement. Après un nettoyage grossier de l'échantillon visant à enlever différents débris, le matériel a été transféré dans des bocaux en verre et préservé dans l'alcool dénaturé de concentration égale ou supérieure à 70 % jusqu'au tri et l'identification au laboratoire du SCF.

L'identification des invertébrés benthiques, au même titre que ceux du necton, a été effectuée au moyen d'une loupe binoculaire au niveau taxonomique le plus précis possible. La grande majorité des taxons ont été identifiés au genre, cependant les chironomides (*Chironomidae*) n'ont pas été identifiés plus précisément qu'à la famille et les oligochètes (*Oligochaeta*) pas plus qu'à l'ordre. Les principales références utilisées ont été Pennak (1953), Walker (1953 ; 1958), Edmondson (1959), Walker et Corbet (1975), Edmunds *et al.* (1976), McCafferty (1981), Klemm (1982), Peckarsky *et al.* (1990), Dulude (1992), Merrit et Cummins (1996) et Wiggins (2000).

Tableau 1. Liste des lacs échantillonnés

Lac	Id	Réseau TADPA	Année d'échantillonnage	Localisation	Latitude	Longitude
Allais	ALL		2001	P.N. de la Mauricie	46°45'00"	73°00'00"
Alphonse	ALP		2001	P.N. de la Mauricie	46°47'00"	72°59'00"
Cossins (aux)	COS		2001	P.N. de la Mauricie	46°43'00"	72°49'00"
Français	FRA		2001	P.N. de la Mauricie	46°43'00"	72°49'00"
Belle Truite	B-T	√	2001	ZEC des Martres	47°49'00"	70°35'40"
Côte-à-Côte	CAC		2001	ZEC des Martres	47°48'00"	70°36'00"
Couronne	COU		2001	P.N. de la Mauricie	46°46'00"	72°50'00"
Étienne	ETI		2001	P.N. de la Mauricie	46°47'00"	72°55'00"
Freddo	FRE		2001	ZEC des Martres	47°51'00"	70°39'00"
Hamel Est	HAM		2001	P.N. de la Mauricie	46°47'00"	72°51'00"
Laflamme	LAF	√	2001	Forêt Montmorency	47°19'00"	71°07'00"
Lagou	LAG	√	2001	ZEC Batiscan-Neilson	47°18'00"	71°49'20"
Rey	REY		2001	P.N. de la Mauricie	46°46'00"	72°57'00"
Chômeur	CHO	√	2002	ZEC Kiskissink	47°50'00"	72°13'00"
Enfers (des)	ENF	√	2002	Parc Grands Jardins	47°43'40"	70°54'30"
Éclair	ECL	√	2002	P.N. de la Mauricie	46°51'20"	73°00'10"
Francina	FRN	√	2002	P.N. de la Mauricie	46°50'20"	73°00'30"
Harvey	HAR	√	2002	R. F. Laurentides	47°55'00"	71°38'00"
Josselin	JOS	√	2002	Secteur Tourilly	47°22'00"	71°40'00"
MacLeod	MAC	√	2002	R. F. Laurentides	47°28'00"	70°58'40"
Najoua	NAJ	√	2002	ZEC Batiscan-Neilson	47°02'30"	72°05'00"
Thomas	THO	√	2002	ZEC Lac au Sable	47°53'00"	70°14'30"
Veilleux	VEI	√	2002	R. F. Laurentides	47°23'40"	71°34'30"
Boisvert	BOI	√	2003	ZEC Collin	46°45'30"	74°02'40"
Clair	CLA	√	2003	Parc de la Gatineau	45°36'00"	76°04'00"
Daniel	DAN	√	2003	R. F. Laurentides	47°47'20"	71°48'20"
Fauvette	FAU	√	2003	ZEC Wessonneau	47°20'20"	73°14'00"
Graham	GRA	√	2003	R. F. Pap.-Labelle	45°48'00"	75°23'00"
Kidney	KID	√	2003	R. F. Pap.-Labelle	46°12'30"	75°14'00"
MRN90997	MRN	√	2003	Pourvoirie Kennedy	47°18'30"	72°23'10"
Papillons (des)	PAP	√	2003	R. F. Pap.-Labelle	46°06'30"	75°20'00"
Pothier	POT	√	2003	La Tuque	47°38'30"	73°02'30"
Thibert	THI	√	2003	R. F. Mastigouche	46°39'00"	73°10'00"

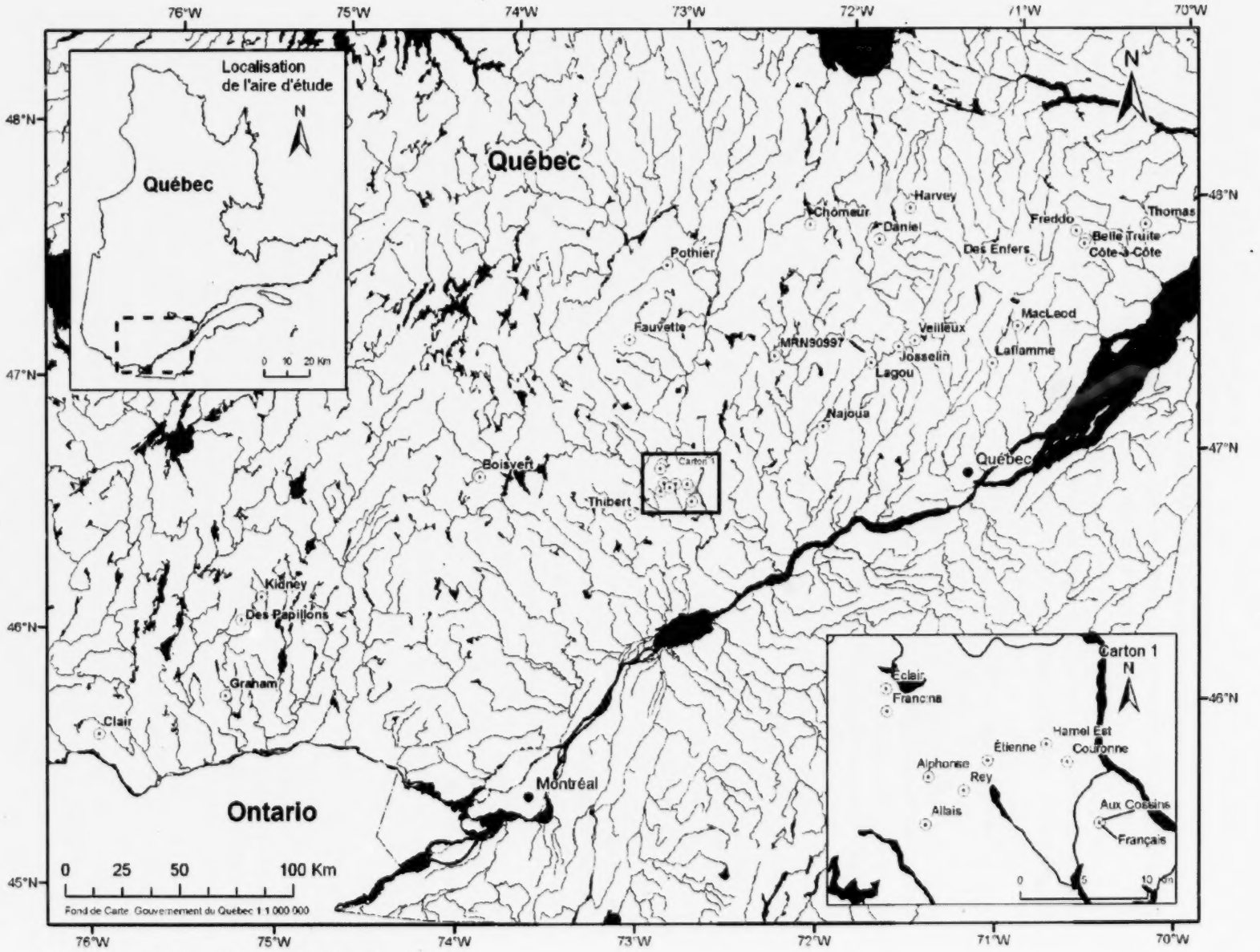


Figure 1. Localisation des lacs échantillonnés

2.4.3 Fauchage de la zone nectonique

Les organismes du necton ont été échantillonnés au moyen du même filet que pour le benthos. Dix stations ont été aléatoirement choisies sur chaque lac à une distance inférieure à cinq mètres de la berge et dont la profondeur se situait entre 0,33 et 1,0 m. À chaque station, dix coups de filet en « U » (balayage surface-fond-surface) ont été donnés par une personne à bord d'une embarcation qui avançait lentement. Les organismes recueillis ont été transférés dans des bocaux de verre et préservés dans une solution d'alcool dénaturé d'au moins 70% jusqu'au tri au laboratoire du SCF.

2.4.4 Pièges entonnoirs

Des bocaux de verre de 1,5 L modifiés par l'ajout d'un entonnoir (Figure 2B) et appâtés avec du foie de bœuf ont été installés aléatoirement à cinq endroits de profondeur inférieure à 0,5 m. Les pièges ont été laissés sur place pour une période de 24h. Les sangsues récupérées, groupe visé par cette technique, ont été d'abord relaxées dans une solution d'alcool dénaturé de faible concentration (environ 10%), puis préservées dans une solution finale d'au moins 70% jusqu'à leur identification au laboratoire du SCF. Les autres invertébrés capturés ont été conservés de la même façon que ceux du benthos et du necton.

2.4.5 Nasses

Dix nasses appâtées avec $\frac{1}{4}$ de tasse de moulée pour chiots (Purina Puppy Chow, 9% matières grasses) et deux bouts de saucisse hot-dog ont été disposées stratégiquement près de l'embouchure des affluents ou dans des herbiers lorsque cela était possible. Les engins de capture étaient laissés à des profondeurs inférieures à un mètre pour une période approximative de 24h.

Les invertébrés récoltés ont été conservés dans une solution d'alcool dénaturé d'une concentration égale ou supérieure à 70%. Les vertébrés ont été pour la plupart identifiés sur les sites de captures et remis à l'eau. Lorsque leur identification était difficile sur le terrain, ils ont d'abord été placés trois jours dans du formaldéhyde 10%, un jour dans l'eau et finalement conservés dans l'alcool dénaturé d'au moins 70%. L'identification des poissons capturés a été réalisée à l'aide des clés de Legendre (1960), Scott et Crossman (1974) et Bernatchez et Giroux (2000).

2.4.6 Substrats artificiels (2001 seulement)

Six substrats artificiels ont été disposés dans chaque lac. Chaque substrat était constitué de huit plaquettes de plastique offrant chacune une superficie de 64 cm^2, l'ensemble du système totalisant 512 cm^2 disponibles pour la colonisation (Figure 2C). Les six premières plaquettes étaient séparées de 30 mm alors que la septième était séparée de la sixième par un espace de 60 mm. Enfin, la huitième était espacée de 90 mm de la septième. Disposés par groupes de deux entre 0,75 et 1,5 m de profondeur et dans des secteurs de faible pente, les substrats ont été positionnés à environ 20 cm au-dessus des sédiments. Les substrats ont été récupérés huit semaines après leur installation et les organismes délogés des plaquettes au moyen de lames de rasoir puis conservés immédiatement dans l'alcool dénaturé d'au moins 70%.

2.4.7 Observation visuelle et identification sonore

Lors de chacune des visites sur les plans d'eau, tous les oiseaux aquatiques observés ont été comptés et identifiés à l'espèce. Lorsque possible, le sexe et le stade de développement (jeunes/adultes) des oiseaux ont également été déterminés.

Afin de compléter les données de capture, les amphibiens vus ou entendus pendant la réalisation des travaux ont été identifiés et notés. Aucune méthode formelle de recherche par écoute n'a cependant été appliquée.

2.4.8 Autres sources de données

Dans le but d'obtenir le portrait le plus précis possible des communautés de poissons des lacs visités, les données colligées par différentes sources fiables ont été mises à profit. Les gestionnaires des territoires visités, tels que les autorités du Parc national de la Mauricie, possèdent des données d'inventaires sur les populations de poissons (Michel Plante PNLM, comm. pers.), alors que les dirigeants des ZECs recensent les captures de pêche et sont en mesure de confirmer la présence des principales espèces d'intérêt sportif.

2.5 MÉTHODES STATISTIQUES

2.5.1 Régressions simples et test Welch-Anova

Les analyses de régression linéaire simple entre les valeurs d'abondance, de richesse et de diversité et les paramètres physiques et chimiques ont été réalisées au moyen du logiciel SAS 9.1. Afin de répondre aux exigences de normalité, le $\log_{10}$ de la plupart des paramètres a été utilisé.

Pour vérifier l'effet de la présence de poissons sur l'abondance, la richesse et la diversité des différents groupes d'organismes, un test Welch-Anova sur échantillons de variance inégale a été appliqué dans SAS 9.1.

2.5.2 Analyses de correspondances canoniques

Les analyses de correspondances canoniques ont été réalisées sur l'abondance relative des familles d'invertébrés récoltés dans le necton et le benthos avec la librairie Vegan de R (www.r-project.org). Les paramètres suivants ont été utilisés: pH, SO4, NO3, COD, PT et Ca. En raison des fortes corrélations avec respectivement le pH et le COD, les variables alcalinité et transparence ont été retirées des analyses. Le NT n'a pas pu être utilisé en raison de l'absence d'un trop grand nombre de données. Pour éviter une distribution trop asymétrique des variables chimiques, une transformation logarithmique a été appliquée, alors que la racine des données d'abondance a été utilisée pour atténuer les valeurs trop élevées.

2.5.3 Analyses en composantes principales

Les analyses en composantes principales ont été réalisées avec la procédure Princomp du logiciel SAS 9.1. L'abondance relative de 31 familles du benthos, présentes dans au moins 11 des 33 lacs a été utilisée. Pour le necton, 15 familles ont été retenues en raison de leur présence dans au moins huit des 32 lacs retenus. Le lac MacLeod est absent de l'analyse du necton puisque aucun organisme n'y a été capturé.

2.5.4 Indice de diversité de Shannon-Wiener

L'indice de diversité de Shannon-Wiener a été calculé pour les communautés nectoniques et benthiques de chacun des lacs. L'équation est la suivante :

$$SW = -\sum (\ln Ar_i \times Ar_i)$$

où : SW : Indice Shannon-Wiener
Ari : Abondance relative du taxon « i » sur l'ensemble des organismes récoltés dans le necton ou le benthos

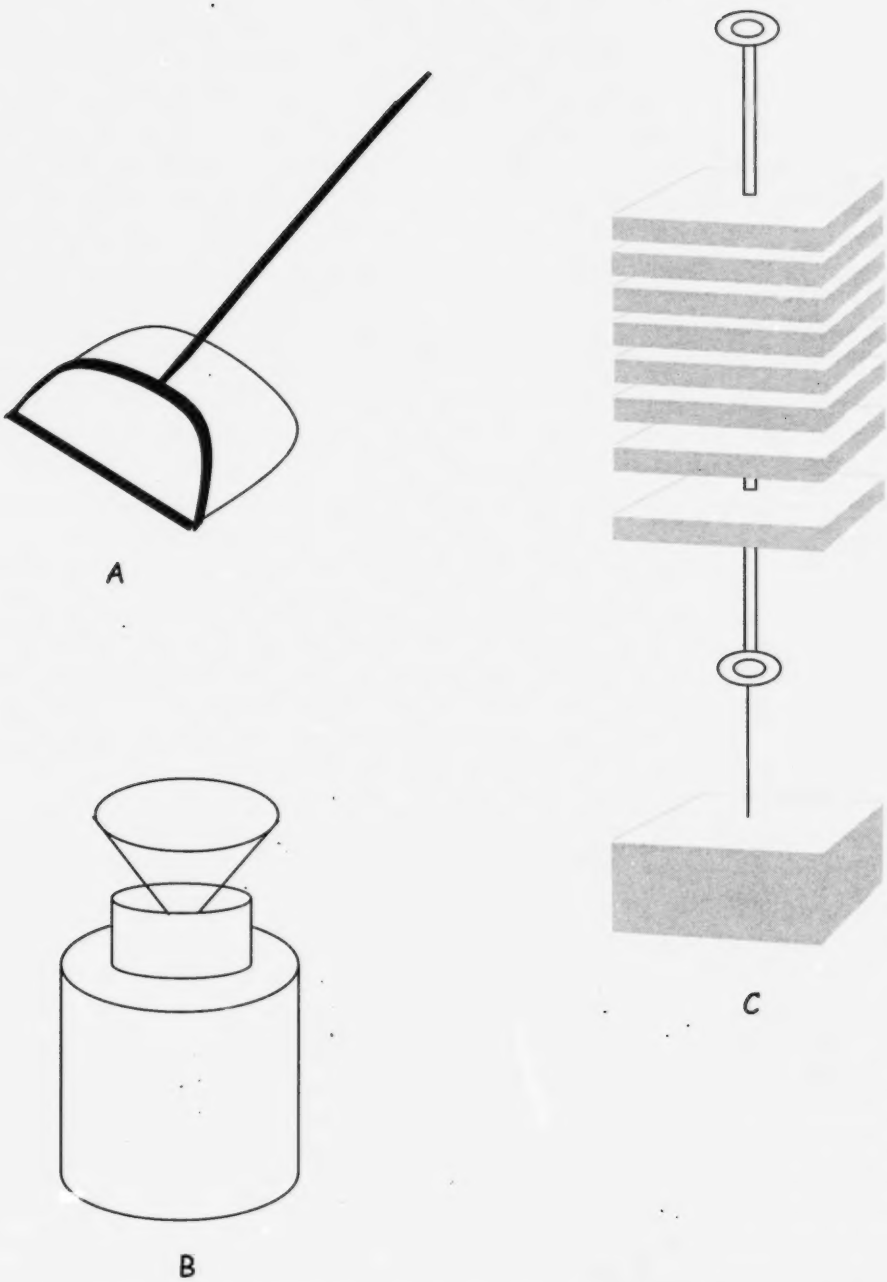


Figure 2. A) Schéma du filet troubleau pour le benthos et le necton; B) Schéma du piège entonnoir pour les sangsues; C) Schéma des substrats artificiels pour le benthos

3 RÉSULTATS

3.1 CARACTÉRISTIQUES MORPHOLOGIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES DES LACS

Les lacs qui ont été visités au cours du projet présentent une grande diversité de caractéristiques physiques et chimiques. D'une superficie moyenne de 15,3 ha (s = 11,5) et une profondeur maximale moyenne de 13,7 m (s = 9,3), ces lacs se situent à une altitude moyenne de 474 m (s = 220) (Tableau 2). La médiane pour ces trois paramètres est respectivement 11,2 ha, 11,5 m et 382 m.

Presque trois unités de pH séparent le lac le plus acide (Couronne 5,09) du plus alcalin (Français 7,70), alors que le pH moyen se situe à 6,34 (s = 0,68) et la médiane à 6,46 (Tableau 3). Huit lacs (24%) possèdent un pH inférieur à 6,0 alors que seulement trois (9%) ont des valeurs supérieures ou égales à pH 7. De la même façon, l'alcalinité des plans d'eau sélectionnés affiche une grande variabilité puisqu'elle oscille entre -0,44 et 20,65 mg $CaCO_3$/L (s = 4,40). Cependant, 55% des lacs possèdent une alcalinité inférieure à 3 mg $CaCO_3$/L et 94% inférieure à 9 mg $CaCO_3$/L. La concentration en SO_4 montre une moyenne de 3,58 ± 1,16 mg/L tandis que le NO_3 s'établit à 0,03 ± 0,03 mg/L (Tableau 3); à noter cependant que 84% des mesures de NO_3 se situent sous le seuil de détection de la méthode analytique qui est de 0,05 mg/L.

La concentration en calcium (Ca) des lacs échantillonnés présente une moyenne de 2,18 ± 1,46 mg/L. Seulement 33% des lacs possèdent une valeur en Ca supérieure à 2 mg/L. La concentration moyenne en magnésium (Mg) est quant à elle de 0,47 ± 0,29 mg/L alors que 27% des valeurs dépassent 0,5 mg/L.

La concentration en phosphore total (PT) dans l'épilimnion affiche une moyenne de 7,2 µg/L (s = 3,6), 80% des lacs visités ont une concentration en PT inférieure à 10 µg/L. La transparence moyenne de l'eau s'établit à 4,4 m (s = 1,9), 55% des plans d'eau démontrent une transparence supérieure à 4 m. La concentration moyenne en carbone organique dissous (COD) est de 5,0 mg/L (s = 2,5) et pour 39% des lacs elle se situe sous 4 mg/L. Les concentrations en COD des lacs du réseau TADPA visités pour cette étude sont généralement faibles (moyenne = 4,1 ± 1,2 mg/L); l'absence de tourbière dans le bassin versant et la coloration restreinte des eaux étaient des critères de sélection des lacs lors de la mise sur pied du réseau (Bobée *et al.* 1983). Les lacs échantillonnés ne faisant pas partie du réseau TADPA affichent une moyenne en COD plus élevée (7,0 ± 3,4 mg/L). Les plans d'eau visités sont donc en majorité des lacs de stade oligotrophe, mis à part certains petits lacs mésotrophes plus productifs qui sont principalement regroupés dans le Parc national de la Mauricie.

Bon nombre de variables physiques et chimiques affichent des corrélations significatives entre elles. Le Tableau 4 résume les liens entre 13 variables étudiées. Le pH, l'alcalinité et le Ca sont trois paramètres fortement corrélés. La transparence mesurée avec le disque de Secchi montre une corrélation étroite avec le COD. Enfin, la latitude et la longitude des lacs sont également très fortement reliées, résultat de l'axe sud-ouest nord-est sur lequel s'étend leur positionnement géographique.

Tableau 2. Caractéristiques morphologiques des lacs échantillonnés

Lac	Altitude (m)	Profondeur Maximale (m)	Surface (ha)	Périmètre (m)	IDR*
Allais	382	4,0	3,2	1226	1,93
Alphonse	368	15,0	13,2	1536	1,18
Cossins (aux)	223	8,0	4,4	1271	1,71
Belle Truite	823	15,0	12,2	4690	3,79
Boisvert	472	9,0	21,2	5800	3,55
Chômeur	412	5,0	9,2	3150	2,93
Clair	244	20,5	11,2	3460	2,92
Côte-à-Côte	847	14,0	8,8	1720	1,64
Couronne	236	14,0	3,9	1580	2,26
Daniel	533	3,0	11,2	5230	4,41
Enfers (des)	788	11,0	26,4	3267	1,79
Éclair	320	20,0	19,3	1932	1,24
Étienne	282	4,0	7,2	1729	2,55
Fauvette	396	48,0	48,2	6920	2,81
Français	194	30,4	30,3	3208	1,64
Francina	331	17,4	26,5	3650	2,00
Freddo	860	28,0	14,0	2200	1,66
Graham	335	10,5	9,2	3460	3,22
Hamel Est	274	16,4	20,8	3191	1,97
Harvey	571	10,0	38,6	4316	1,96
Josselin	671	10,5	25,2	5230	2,94
Kidney	290	13,5	8,2	4950	4,88
Laflamme	777	5,3	6,1	1020	1,17
Lagou	594	22,5	13,2	5480	4,25
MacLeod	975	8,5	11,2	4460	3,76
MRN90997	343	5,0	14,2	2026	1,52
Najoua	366	11,0	9,2	4110	3,82
Papillons (des)	412	14,0	6,2	3220	3,65
Pothier	305	11,5	8,2	4310	4,25
Rey	341	2,0	2,7	629	1,08
Thibert	335	23,0	43,2	6400	2,75
Thomas	625	8,0	9,2	4240	3,94
Veilleux	716	14,0	8,2	2420	2,38
Moyenne	474	13,7	15,3	33959	2,65
Écart-type	220	9,3	11,5	1658	1,09
Médiane	382	11,5	11,2	3267	2,55

*: Indice de développement de rivage = périmètre / $(2\pi \sqrt{(surface/\pi)})$

Tableau 3. Caractéristiques physico-chimiques des lacs échantillonnés

Lac	pH	Alcalinité ($mgCaCO_3/L$)	SO_4 (mg/L)	NO_3 (mg/L)	COD (mg/L)	Trans. (m)	Conduct. ($\mu S/cm$)
Allais	5,45	0,57	3,8	0,00	7,3	1,50	12,65
Alphonse	6,99	5,64	3,1	0,06	3,5	5,30	25,75
Belle Truite	6,97	8,86	2,24	0,12	5,18	4,15	28,96
Boisvert	6,35	1,87	4,30	0,03	5,67	3,60	18,50
Chômeur	6,62	5,08	2,63	0,03	3,57	2,13	19,65
Clair	7,30	13,74	6,80	0,04	2,82	8,30	46,90
Cossins (aux)	7,05	7,63	3,4	0,00	5,5	3,10	31,30
Côte-à-Côte	6,14	0,80	1,78	0,00	3,10	7,30	9,80
Couronne	5,09	0,10	3,2	0,00	9,5	3,55	14,70
Daniel	6,10	1,84	3,40	0,02	5,70	>1,80	15,20
Enfers (des)	6,76	4,84	2,68	0,01	3,82	4,10	19,08
Éclair	6,59	2,26	2,82	0,00	2,15	6,95	14,18
Etienne	6,53	3,17	4,2	0,05	5,4	2,55	20,20
Fauvette	6,46	2,18	3,70	0,03	4,13	4,25	17,00
Français	7,70	20,65	3,6	0,06	3,0	7,40	54,70
Francina	6,16	1,86	4,54	0,01	6,73	2,95	18,66
Freddo	5,17	0,32	3,69	0,03	10,80	2,30	13,80
Graham	6,84	6,04	5,30	0,02	4,10	4,70	30,20
Hamel Est	5,15	0,30	4,8	0,00	10,4	1,30	16,54
Harvey	6,81	4,72	2,26	0,04	4,46	4,80	18,08
Josselin	6,08	1,32	2,42	0,01	2,93	6,40	11,55
Kidney	6,95	8,64	5,10	0,02	4,95	5,00	34,10
Laflamme	6,31	5,27	3,17	0,03	4,25	3,55	21,10
Lagou	5,60	0,56	2,86	0,13	2,93	6,00	12,69
MacLeod	5,90	0,62	2,49	0,01	4,85	5,00	11,01
MRN90997	6,25	1,93	4,40	0,03	4,30	>3,00	18,60
Najoua	5,21	0,01	4,22	0,01	6,31	3,00	16,12
Papillons (des)	6,82	4,46	4,90	0,02	2,92	5,40	24,60
Pothier	6,69	4,46	3,10	0,01	4,32	5,00	19,60
Rey	5,13	-0,44	5,6	0,00	11,8	1,00	18,10
Thibert	6,68	2,94	3,30	0,00	2,88	8,00	17,60
Thomas	6,96	7,88	2,20	0,01	3,76	4,30	24,40
Veilleux	6,34	1,73	2,15	0,02	2,94	4,40	11,55
Occurrence (%)	100	100	100	100	100	100	100
Moyenne	6,34	4,00	3,58	0,03	5,03	4,43	20,81
Écart-type	0,68	4,40	1,16	0,03	2,46	1,94	9,85
Médiane	6,46	2,26	3,40	0,02	4,30	4,30	18,50

Tableau 3. Caractéristiques physico-chimiques des lacs échantillonnés (suite)

Lac	PT (µg/L)	NT (µg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	NH_4 (mg/L)	Couleur (Hazen)	Cl (mg/L)
Allais	15,0	330,9	1,19	0,29			0,008		0,58
Alphonse	7,0	191,6	2,27	0,53			0,005		0,35
Belle Truite	7,0		3,83	0,59	0,07	0,08	0,02	28,20	
Boisvert	4,0		1,83	0,45	0,08	0,04	0,02	24,00	
Chômeur			2,21	0,36	0,02	0,04	0,07	26,00	
Clair	7,0		7,01	0,67	0,01	0,02	0,03	6,20	
Cossins (aux)	18,0	788,9	3,13	0,81			0,005		0,53
Côte-à-Côte			0,77	0,21			0,003	8,00	0,24
Couronne	13,0	345,9	1,08	0,26			0,001		0,83
Daniel	5,0		1,47	0,29	0,16	0,14	0,01	37,80	
Enfers (des)	4,0		1,91	0,45					
Éclair	9,0	149,2	1,31	0,41	0,00	0,03	0,01	4,00	0,31
Etienne	9,0	901,7	1,91	0,49			0,006		0,53
Fauvette	6,0		1,57	0,50	0,04	0,06	0,01	17,00	
Français	10,0	333,9	6,53	1,69			0,004		0,39
Francina	4,0	240,9	2,01	0,51	0,11	0,13	0,01		0,31
Freddo			0,97	0,23			0,02	90,00	0,89
Graham	7,0		3,43	0,73	0,03	0,03	0,04	27,40	
Hamel Est	10,0	435,3	1,34	0,39			0,002		0,91
Harvey	5,0		2,14	0,36	0,05	0,08	0,02	26,80	
Josselin	3,0		1,12	0,19	0,05	0,03	0,01	11,64	
Kidney	6,0		4,19	0,92	0,03	0,02	0,04	18,20	
Laflamme	6,0		2,10	0,48	0,08		0,03	25,20	
Lagou	5,0		0,98	0,19	0,11	0,05	0,02	11,58	
MacLeod	8,0		0,86	0,21	0,16	0,11	0,01	27,37	
MRN90997	6,0		1,65	0,36	0,03	0,10	0,05	25,00	
Najoua	6,0		1,13	0,23	0,21	0,09	0,03	43,86	
Papillons (des)	5,0		2,54	0,59	0,02	0,01	0,03	7,40	
Pothier	5,0		1,97	0,49	0,02	0,18	0,05	22,40	
Rey	13,0	223,7	1,53	0,46			0,008		0,98
Thibert	3,0		1,73	0,39	0,01	0,02	0,01	9,20	
Thomas	5,0		3,14	0,49	0,05	0,03	0,01	20,20	
Veilleux	5,0		1,13	0,21	0,11	0,09	0,02	17,24	
Occurrence (%)	91	30	100	100	67	64	97	70	36
Moyenne	7,2	394,2	2,18	0,47	0,07	0,07	0,02	23,25	0,57
Écart-type	3,6	253,6	1,46	0,29	0,06	0,05	0,02	17,71	0,27
Médiane	6,0	332,4	1,83	0,45	0,05	0,05	0,01	22,40	0,53

Tableau 4. Matrice de corrélations de Pearson entre 13 paramètres physiques et chimiques des lacs échantillonnés

r^2	pH	Alc	SO_4	NO_3	COD	Trans	PT	NT	Ca	Lat	Long	Alt	Sur
pH	-												
Alc	**0.91**	-											
SO_4	0.01	0.00	-										
NO_3	0.06	0.09	0.01	-									
COD	***0.45***	***0.30***	**0.12**	0.05	-								
Trans	**0.30**	**0.20**	0.04	0.03	***0.66***	-							
PT	0.04	0.02	0.06	0.01	***0.23***	***0.18***	-						
NT	0.01	0.04	0.03	0.00	0.07	0.14	0.16	-					
Ca	**0.63**	**0.76**	**0.13**	0.07	0.06	0.06	0.00	0.04	-				
Lat	0.03	0.03	***0.60***	0.01	0.00	0.03	0.08	0.27	***0.20***	-			
Long	0.07	0.06	***0.62***	0.01	0.01	0.03	0.02	0.34	***0.23***	***0.81***	-		
Alt	0.03	0.04	***0.40***	0.03	0.01	0.00	***0.22***	0.26	***0.20***	***0.46***	***0.51***	-	
Surf	0.08	0.05	0.03	0.03	***0.12***	***0.17***	***0.36***	0.08	0.00	0.03	0.01	0.01	-

En gras : corrélation significative $p \leq 0,05$
En gras italique : corrélation significative $p \leq 0,05$ de pente négative

3.2 CAPTURES PAR MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE

3.2.1 Filet Wisconsin

3.2.1.1 Composition des communautés zooplanctoniques

L'analyse des échantillons récoltés au centre des lacs par le filet Wisconsin a permis l'identification de cinq espèces de crustacés (sous-phylum *Crustacea*) et cinq d'insectes (classe *Insecta*) (Tableau 5). Les genres *Daphnia* et *Bosmina* n'ont pas été identifiés plus précisément en raison de l'incertitude taxonomique entourant actuellement ces deux taxons (Dodson et Frey, 2001) et de la complexité du genre *Bosmina* (DeMelo et Hébert, 1994). L'identification des rotifères (phylum *Rotifera*) a été limitée au niveau du phylum en raison de mauvaises conditions de préservation ayant causé la déformation des organismes.

Le décompte des organismes révèle que la concentration d'individus est très variable selon les milieux (Tableau 5). Affichant une moyenne de 22,8 ± 26,9 individus/L (ind/L) pour une médiane de 15,9 ind/L, le nombre d'organismes varie de 3,5 (Lagou) à 155,0 ind/L (Najoua). Des 33 communautés

échantillonnées, 20 sont dominées en nombre par les rotifères alors que 12 le sont par les copépodes (sous-classe *Copepoda*) et une par les cladocères (ordre *Cladocera*).

Les rotifères sont présents dans tous les milieux échantillonnés et représentent en moyenne 49,7 ± 28,7% des organismes récoltés dans le zooplancton, atteignant un maximum de 94,9 % au lac Allais. Le nombre de rotifères varie entre 0,3 et 132,3 individus par litre pour une valeur médiane de 5,6. Les larves *nauplii* de copépodes sont également présentes dans chacun des lacs visités et constituent 20,3 ± 18,6% des individus. Viennent ensuite les calanoïdes (ordre *Calanoida*) avec 18,9 ± 19,3%, les cladocères (7,2 ± 14,6%) et les cyclopoïdes (ordre *Cyclopoida*) (3,8 ± 2,9 %).

3.2.1.2 Biomasse zooplanctonique

La biomasse humide du zooplancton montre un degré de variabilité légèrement moins élevé que les comptes d'individus. La biomasse totale des 31 lacs considérés (les échantillons des lacs Hamel et Rey ont été écartés en raison d'une trop grande présence de débris) présente une moyenne de 433,4 ± 275,1 µg/L (Tableau 6). Les lacs Étienne (100,7 µg/L) et MRN90997 (1411,4 µg/L) possèdent respectivement la plus petite et la plus grande biomasse zooplanctonique observée.

La biomasse de 25 des 31 lacs est dominée par la classe de taille de 500 µm, alors que la classe 200 µm en domine trois, la classe 100 µm, un et la classe 53 µm, deux (Tableau 6). Globalement, les organismes de plus de 500 µm représentent 50,6% de la biomasse totale, suivent ceux de 201-500 µm (21,8%), 101-200 µm (14,4%) et 53-100 µm (13,2%).

Tableau 5. Identification et abondance (individus l^{-1}) du zooplancton

Classement Taxonomique	Taxon	Stade	Allais	Alphonse	Boisvert	B. Truite	C.-à-Côte	Chômeur	Clair	Cossins	Couronne
Phylum	*Arthropoda*										
Sous-Phylum	*Crustacea*										
Sous-Classe	*Copepoda*	*Nauplii*	1,41	4,05	0,36	4,58	7,68	0,89	5,02	1,61	1,34
Ordre	*Calanoida*	Copépodites	0,00	0,02	0,02	2,26	0,47	0,36	3,64	0,28	0,00
Ordre	*Calanoida*										
Famille	*Diaptomidae*										
Genre et sp	*Skistodiaptomus reighardi*		0,09	2,57	0,14	0,51	4,50	1,23	0,57	0,85	0,54
Famille	*Temoridae*										
Genre et sp	*Epischura lacustris*		0,00	0,02	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ordre	*Cyclopoida*										
Famille	*Cyclopidae*	Copépodites	0,00	0,15	0,00	0,31	0,00	0,23	0,28	0,51	0,00
Famille	*Cyclopidae*										
Genre et sp	*Cyclops cutifer*		0,00	0,28	0,01	0,11	1,87	0,08	0,18	0,00	0,30
Classe	*Branchiopoda*										
Ordre	*Cladocera*										
Famille	*Bosminidae*										
Genre	*Bosmina sp*		1,68	0,02	0,07	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Famille	*Daphnidae*										
Genre	*Daphnia sp*		0,00	0,30	0,00	1,16	0,76	0,02	0,39	0,00	0,10
Famille	*Holopedidae*										
Genre et sp	*Holopedium gibberum*		0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,02	0,25	0,23	0,05
Famille	*Sididae*										
Genre et sp	*Sida crystallina*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00
Sous-Phylum	*Hexapoda*										
Classe	*Insecta*										
Ordre	*Diptera*										
Famille	*Chaoboridae*										
Genre et sp	*Chaoborus americanus*		0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,04
Genre et sp	*Chaoborus flavicans*		0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus punctipennis*		0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus trivittatus*		0,00	0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01
Genre	*Chaoborus sp*	Pupes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01
Famille	*Chironomidae*										
Genre	*Paratanytarsus sp*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phylum	*Rotifera*		59,3	3,1	5,4	1,8	4,0	3,7	0,9	9,3	17,3
Total			62,5	10,7	6,0	11,2	19,3	6,8	11,2	12,8	19,7

Tableau 5. Identification et abondance (individus l^{-1}) du zooplancton (suite)

Classement Taxonomique	Taxon	Stade	Daniel	Éclair	Enfers	Étienne	Fauvette	Français	Freddo	Francina	Graham
Phylum	*Arthropoda*										
Sous-Phylum	*Crustacea*										
Sous-Classe	*Copepoda*	*Nauplii*	1,34	1,10	7,93	5,74	1,56	1,10	2,41	1,39	2,88
Ordre	*Calanoida*	Copépodites	4,03	3,54	0,40	0,00	2,58	0,28	0,08	3,86	0,00
Ordre	*Calanoida*										
Famille	*Diaptomidae*										
Genre et sp	*Skistodiaptomus reighardi*		7,07	0,04	1,87	0,03	0,07	0,79	1,04	0,00	0,45
Famille	*Temoridae*										
Genre et sp	*Epischura lacustris*		0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,15	0,00
Ordre	*Cyclopoida*										
Famille	*Cyclopidae*	Copépodites	1,06	0,32	0,45	0,14	0,53	0,42	0,00	0,10	1,01
Famille	*Cyclopidae*										
Genre et sp	*Cyclops cutifer*		0,28	0,04	0,05	0,06	0,00	0,23	0,00	0,10	0,51
Classe	*Branchiopoda*										
Ordre	*Cladocera*										
Famille	*Bosminidae*										
Genre	*Bosmina sp*		0,00	0,18	0,00	0,42	0,07	0,00	0,00	0,10	0,25
Famille	*Daphnidae*										
Genre	*Daphnia sp*		2,26	0,74	0,10	0,00	0,64	0,51	0,00	0,05	1,31
Famille	*Holopedidae*										
Genre et sp	*Holopedium gibberum*		0,21	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,02	0,10	2,02
Famille	*Sididae*										
Genre et sp	*Sida crystallina*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
Sous-Phylum	*Hexapoda*										
Classe	*Insecta*										
Ordre	*Diptera*										
Famille	*Chaoboridae*										
Genre et sp	*Chaoborus americanus*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus flavicans*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus punctipennis*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus trivittatus*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre	*Chaoborus sp*	Pupes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Famille	*Chironomidae*										
Genre	*Paratanytarsus sp*		0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phylum	*Rotifera*		19,9	12,7	6,2	3,3	5,1	5,1	5,7	10,1	17,5
Total			36,2	18,6	17,0	9,8	10,6	8,9	9,3	15,9	25,9

Tableau 5. Identification et abondance (individus l^{-1}) du zooplancton (suite)

Classement Taxonomique	Taxon	Stade	Hamel Est	Harvey	Josselin	Kidney	Laflamme	Lagou	MacLeod	MRN 90997	Najoua
Phylum	*Arthropoda*										
Sous-Phylum	*Crustacea*										
Sous-Classe	*Copepoda*	*Nauplii*	0,64	5,14	0,74	1,13	12,70	0,73	1,08	6,25	2,36
Ordre	*Calanoida*	Copépodites	0,07	0,00	0,55	0,00	0,11	0,00	12,34	0,00	6,48
Ordre	*Calanoida*										
Famille	*Diaptomidae*										
Genre et sp	*Skistodiaptomus reighardi*		0,46	2,89	3,40	0,96	1,10	1,91	0,40	30,8	4,83
Famille	*Temoridae*										
Genre et sp	*Epischura lacustris*		0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ordre	*Cyclopoida*										
Famille	*Cyclopidae*	Copépodites	0,74	0,17	0,08	1,53	0,96	0,20	0,06	0,71	1,30
Famille	*Cyclopidae*										
Genre et sp	*Cyclops cutifer*		0,11	0,00	0,30	0,64	0,71	0,16	0,17	0,47	1,89
Classe	*Branchiopoda*										
Ordre	*Cladocera*										
Famille	*Bosminidae*										
Genre	*Bosmina sp*		0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,60
Famille	*Daphnidae*										
Genre	*Daphnia sp*		0,00	0,59	0,31	0,00	0,17	0,15	0,23	0,47	0,47
Famille	*Holopedidae*										
Genre et sp	*Holopedium gibberum*		0,00	0,38	0,08	0,24	0,17	0,13	0,23	0,00	0,83
Famille	*Sididae*										
Genre et sp	*Sida crystallina*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,18	0,00
Sous-Phylum	*Hexapoda*										
Classe	*Insecta*										
Ordre	*Diptera*										
Famille	*Chaoboridae*										
Genre et sp	*Chaoborus americanus*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus flavicans*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus punctipennis*		<0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre et sp	*Chaoborus trivittatus*		0,00	0,00	0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Genre	*Chaoborus sp*	Pupes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Famille	*Chironomidae*										
Genre	*Paratanytarsus sp*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phylum	*Rotifera*		9,6	5,0	1,1	22,0	0,6	0,3	5,6	2,6	132,3
Total			11,6	14,1	6,6	26,5	16,6	3,6	20,1	42,4	155,0

Tableau 5. Identification et abondance (individus l^{-1}) du zooplancton (suite)

Classement Taxonomique	Taxon	Stade	Papillons	Pothier	Rey	Thibert	Thomas	Veilleux	Moyenne	Écart-type	Médiane	Occurrence (%)
Phylum	*Arthropoda*											
Sous-Phylum	*Crustacea*											
Sous-Classe	*Copepoda*	*Nauplii*	1,17	4,10	0,11	2,94	8,25	8,88	3,29	3,06	1,61	100
Ordre	*Calanoida*	Copépodites	0,39	0,85	0,32	0,57	0,12	0,98	1,35	2,54	0,32	76
Ordre	*Calanoida*											
Famille	*Diaptomidae*											
Genre et sp	*Skistodiaptomus reighardi*		0,28	0,05	0,88	0,71	1,36	2,36	2,26	5,37	0,85	97
Famille	*Temoridae*											
Genre et sp	*Epischura lacustris*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	18
Ordre	*Cyclopoida*											
Famille	*Cyclopidae*	Copépodites	0,67	0,42	0,21	0,00	0,29	0,00	0,39	0,41	0,28	79
Famille	*Cyclopidae*											
Genre et sp	*Cyclops cutifer*		0,11	0,19	0,32	0,25	0,71	0,00	0,31	0,45	0,17	82
Classe	*Branchiopoda*											
Ordre	*Cladocera*											
Famille	*Bosminidae*											
Genre	*Bosmina sp*		0,28	2,41	14,7	0,04	0,18	0,00	0,77	2,66	0,00	48
Famille	*Daphnidae*											
Genre	*Daphnia sp*		0,00	0,00	0,07	0,50	0,47	0,43	0,37	0,48	0,23	73
Famille	*Holopedidae*											
Genre et sp	*Holopedium gibberum*		0,04	0,71	0,00	1,06	0,00	0,00	0,21	0,41	0,05	61
Famille	*Sididae*											
Genre et sp	*Sida crystallina*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,22	0,00	9
Sous-Phylum	*Hexapoda*											
Classe	*Insecta*											
Ordre	*Diptera*											
Famille	*Chaoboridae*											
Genre et sp	*Chaoborus americanus*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	12
Genre et sp	*Chaoborus flavicans*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	9
Genre et sp	*Chaoborus punctipennis*		0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12
Genre et sp	*Chaoborus trivittatus*		0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00	<0,01	0,00	0,00	0,00	15
Genre	*Chaoborus sp*	Pupes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3
Famille	*Chironomidae*											
Genre	*Paratanytarsus sp*		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	3
Phylum	*Rotifera*		12,7	26,4	0,7	5,4	11,3	28,5	13,8	24,2	5,6	100
Total			15,6	35,1	17,3	11,5	22,7	41,1	22,8	26,9	15,9	

Tableau 6. Biomasse (µg/L) totale et par classe de taille du zooplancton

	Classes de tailles				
Lac	53 µm	100 µm	200 µm	500 µm	Total
Allais	42,2	31,5	11,5	38,8	124,0
Alphonse	27,2	54,4	59,2	178,7	319,4
Belle Truite	22,9	36,0	90,0	150,9	299,8
Boisvert	59,5	50,5	53,4	40,4	203,8
Chômeur	24,0	32,0	59,7	194,7	310,4
Clair	49,7	42,2	71,7	180,3	343,9
Cossins (aux)	28,7	24,2	24,8	279,9	357,6
Côte-à-Côte	24,7	33,2	132,7	95,4	286,0
Couronne	11,5	11,9	12,9	423,9	460,2
Daniel	31,9	32,7	255,5	756,4	1076,5
Enfers (des)	34,4	36,9	78,0	197,5	346,8
Éclair	46,2	74,8	94,6	161,8	377,4
Etienne	22,0	38,6	21,2	18,9	100,7
Fauvette	61,7	53,7	43,1	392,7	551,2
Français	32,7	22,2	38,5	72,5	165,8
Francina	35,7	37,9	69,6	121,5	264,7
Freddo	12,7	14,1	35,9	145,5	208,2
Graham	92,5	143,7	95,7	331,2	663,1
Hamel Est*	710,1	519,4	35,2	30,2	1294,8
Harvey	50,6	56,1	107,3	586,0	800,0
Josselin	16,1	31,7	66,3	166,0	280,2
Kidney	74,8	183,5	119,1	177,8	555,2
Laflamme	70,1	70,2	78,1	273,5	491,9
Lagou	15,4	10,6	44,3	154,2	224,5
MacLeod	76,9	39,3	163,2	113,7	393,1
MRN90997	305,9	80,5	834,9	190,1	1411,4
Najoua	61,6	97,4	197,9	307,7	664,5
Papillons (des)	132,5	69,3	51,1	151,5	404,4
Pothier	52,1	54,3	67,5	316,6	490,5
Rey*	113,1	88,1	151,6	55,7	408,4
Thibert	21,9	119,7	121,6	334,7	597,9
Thomas	51,9	53,2	74,7	108,4	288,2
Veilleux	53,4	65,4	67,0	187,0	372,8
Moyenne	53,0	54,9	104,6	220,9	433,4
Écart-type	53,8	38,2	145,5	158,3	275,1
Médiane	42,2	42,2	69,6	178,7	357,6

* Échantillons retirés des statistiques en raison de la présence de nombreux débris

3.2.2 Drague des sédiments

L'échantillonnage du milieu benthique a permis de capturer et d'identifier un total de 63 familles d'organismes dont 59 familles d'invertébrés. Une moyenne de 21,0 ± 4,1 familles d'invertébrés ont été capturées dans le necton de chaque lac et 21,8 ± 4,3 familles d'organismes au total (Tableau 7). Le lac Boisvert présente le maximum de richesse taxonomique avec 32 familles d'organismes alors que le minimum de 14 familles est observé au lac Belle Truite. Le lac Hamel Est (2,30) possède l'indice de diversité le plus élevé alors que le plus faible est observé au lac Rey (0,75).

En moyenne, 1511 ± 973 organismes benthiques ont été récoltés dans chaque lac et plus de 99% de ces organismes sont des invertébrés. Un minimum de 253 individus a été capturé au lac Freddo alors qu'un maximum de 4 157 organismes a été décompté au lac Najoua.

Sur l'ensemble des lacs, la famille des chironomides (*Chironomidae*) a été la plus abondante dans le benthos avec plus de 19 000 individus récoltés (Tableau 8). Présente dans les 33 plans d'eau visités, elle domine en nombre 18 communautés benthiques et compte pour 38% de tous les organismes récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Deux autres groupes d'organismes sont présents dans tous les lacs, soit l'ordre des *Haplotaxida*, regroupant des vers segmentés fouisseurs, et les bivalves de la famille des pisidiidés (*Pisidiidae*). Les amphipodes de la famille des hyalellidés (*Hyalellidae*) s'avèrent aussi un groupe important. Capturés dans 27 lacs, ils viennent au deuxième rang des abondances avec 18% des captures totales dans le benthos. De plus, cette famille domine en nombre huit des 33 communautés benthiques étudiées.

Tableau 7. Richesse, abondance et diversité dans le benthos

Lac	Invertébrés		Vertébrés		Indice Shannon-Wiener
	Familles (nb)	Individus (nb)	Familles (nb)	Individus (nb)	
Allais	18	637	1	2	1,85
Alphonse	25	756	0	0	1,80
Belle Truite	14	834	0	0	1,73
Boisvert	31	1999	1	1	1,36
Chômeur	25	2544	1	2	1,68
Clair	24	1243	2	9	1,42
Cossins (aux)	22	1421	0	0	2,16
Côte-à-Côte	16	573	0	0	1,57
Couronne	18	1474	2	4	1,83
Daniel	23	640	0	0	2,16
Enfers (des)	24	1690	1	1	1,83
Éclair	19	2443	1	2	1,59
Etienne	15	620	2	2	1,74
Fauvette	22	895	0	0	1,69
Français	24	2712	1	3	1,71
Francina	19	1114	0	0	1,29
Freddo	15	253	0	0	1,55
Graham	24	1461	0	0	1,29
Hamel Est	23	453	2	6	2,30
Harvey	23	3227	1	2	0,99
Josselin	16	1230	0	0	1,76
Kidney	21	1076	2	2	1,70
Laflamme	18	2306	0	0	1,72
Lagou	18	765	1	1	1,40
MacLeod	21	3590	0	0	1,03
MRN90997	23	948	2	3	1,82
Najoua	16	4144	2	13	1,04
Papillons (des)	27	871	1	2	1,64
Pothier	27	917	1	2	1,58
Rey	15	752	0	0	0,75
Thibert	23	1512	0	0	1,95
Thomas	24	1985	0	0	1,73
Veilleux	20	2736	1	1	1,63
Moyenne	21,0	1510	0,8	1,8	1,61
Écart-type	4,1	972	0,8	2,8	0,34
Médiane	22	1230	1	1	1,69

Tableau 8. Nombre de captures par famille dans le benthos

Phylum	Annelida					Mollusca						Arthropoda					
Classe	Hirudinea				1	2	Gastropoda					3	Malacostraca			Insecta	
Famille	Erpobdellidae	Haemopidae	Hirudinidae	Golissiphoniidae	Haplotaxida*	Pisidiidae	Ancylidae	Physidae	Planorbiidae	Valvatidae	Hydrobiidae	Cladocera*	Crangonyxidae	Hyalellidae	Asellidae	Isotomidae	Dytiscidae
Allais	2	1	1	5	19	65						2					4
Alphonse	2			2	21	36			9			3		94			
Belle Truite	2				2	55				7				336			
Boisvert	5	2		4	22	791					1	6	5	939			2
Chômeur				21	80	23	1				14	160		321			1
Clair	1	1	1		8	27	3		44		6		32	836			1
Cossins	7	2		47	5	187			15			3		487			1
Côte-à-Côte					3	6						72		173			10
Couronne	1				7	444						241		12			1
Daniel				11	56	285	2				14	55					
Enfers	1			6	172	317						69		230			4
Éclair				6	57	76						6		606			
Etienne				1	5	54	2				126			1	243		
Fauvette	1				45	424	1		12		129			171			3
Français					19	87		16	116		59	1		695	1215		
Francina	3			14	17	24						4		150			
Freddo					2	6											2
Graham	1			4	8	237	1		7			1	9	948	8		1
Hamel Est				1	5	27	1					31		40			3
Harvey	5	1		11	120	252					8	30		77		1	
Josselin				17	80	282						132		107			
Kidney	1				24	23			7		51	10		129			
Laflamme	3			5	30	128	2			28				554			
Lagou				1	21	153						1		2			2
MacLeod	16			19	190	547						62					24
MRN90997	2			16	22	333						25		363			3
Najoua					129	73						246					7
Papillons	1			1	10	138	1		1			11	8	521			1
Pothier	1			5	34	601	9		1		21	5		1			
Rey	1				1	43											
Thibert			1		28	245	3		13			144		664			
Thomas	2			8	55	510			5			81		294			6
Veilleux				12	117	936	1					116		410			3

1 : Oligochaeta (sous-classe) 2 : Bivalvia 3 : Branchiopoda * : Sous-ordre

Tableau 8. Nombre de captures par famille dans le benthos (suite)

Phylum	Arthropoda																
Classe	Insecta																
Famille	Carabidae	Gyrinidae	Haliplidae	Chrysomelidae	Curculionidae	Elmidae	Ceratopogonidae	Chaoboridae	Chironomidae	Tabanidae	Arthropleidae	Heptageniidae	Caenidae	Leptophlebiidae	Ephemerellidae	Ephemeridae	Baetidae
Allais		1					32	108	293				1				
Alphonse		1	4				2		371	1		1	4				35
Belle Truite									165				55				
Boisvert		4					2		57	7				1	11	1	
Chômeur		1				279	21		1328	3		1	73		2	1	15
Clair							1		2				39		120		
Cossins							48	30	229			7	51				159
Côte-à-Côte						1		1	247					1		1	
Couronne							11	90	454	4							
Daniel						7	22		8				52		4		
Enfers			1				34		708	1			2	1	1	3	
Éclair							112		1188	1			228		4		
Etienne						34			114				11			1	
Fauvette		1				19			17	1			2				3
Français				1		104	5		280	3			4			4	4
Francina							38		763	1			2		11		
Freddo		10					1	2	159		3			5	8		
Graham					1				1				130		1	1	
Hamel Est	1						4	1	109				2			2	
Harvey						3	37		2506	2		1	10		6	3	12
Josselin							17		511				1		2	14	
Kidney						565	3		4			1	155	2	1		
Laflamme			1				30		1031				276				15
Lagou		2					24		455		1				3		
MacLeod				2			30		2555	2					4		
MRN90997						10	1		5	2			46		1		17
Najoua							266		3127			1					
Papillons					1				15			3	4		18		
Pothier		1				1	19		13	8			31	1	1		1
Rey		1					1		626	1			1				
Thibert						2	2		15	1			112	1	4		
Thomas							39		831	1			2	1	4		15
Veilleux		2					75	1	945							5	

Tableau 8. Nombre de captures par famille dans le benthos (suite)

Phylum	Arthropoda																
Classe	Insecta																
Famille	Metropodidae	Siphlonuridae	Motonectidae	Corixidae	Gerridae	Belostamatidae	Pyralidae	Sialidae	Sisyridae	Libellu-loidae*	Aeshnidae	Cordulidae	Gomphidae	Libellulidae	Coenagrionidae	Lestidae	Phryganeidae
Allais			14	34		1				35					3		1
Alphonse		6		3				3	1	119	3		3		22	1	
Belle Truite		145						2				14			23		1
Boisvert		8	1	15			1			3	4	1	8	14	15	1	1
Chômeur				54	39						7	5	1	1			
Clair											2		30	19	15		1
Cossins			11	14					3	48	5				10		29
Côte-à-Côte		7		16				2		3	1						
Couronne		8	3	35					2	106	11				4		27
Daniel		18	1	12				2			8	11		13	5		
Enfers		64						13	1	5	2	16			6		5
Éclair								3		9	4	36	18		5		1
Etienne							1	2		1			4				
Fauvette		1									4		14	13	1		
Français		1						9		12	9		13		12		5
Francina		19		1			1			9	1	7	2		5		
Freddo				22				6			5	11					
Graham									3		6	6	2	20	9		
Hamel Est		9	6	47		2			1	120	8		1		3		16
Harvey		2						2		1	4	4					
Josselin	1	3						11				10			2		
Kidney		1								1	4	2	38	7	10		
Laflamme		24						5		46	1				48		
Lagou		23								45	4				2	2	3
MacLeod		20					1				1	9					4
MRN90997		13	15	14						1	4		7	8	4	1	
Najoua		10		6					3	49	3	4			20	8	
Papillons		2	2	3	3						31	3	15	13	22		1
Pothier		2		16						4	11	2	3	72	9		1
Rey			1	10						20					1		36
Thibert		10						1		28	6	28		41	101		
Thomas		16		1				8		10	15	18			2		3
Veilleux		29		2				2			19	21			2		

* : Super-famille

Tableau 8. Nombre de captures par famille dans le benthos (suite)

Phylum	Arthropoda								Chordata				
Classe	Insecta								4	Amphibia			
Famille	Sericostomatidae	Limnephilidae	Leptoceridae	Hydroptilidae	Lepidostomatidae	Molannidae	Polycentropodidae	Sminthuridae	Cyprinidae	Ranidae	Ambystomatidae	Salamandridae	Autres*
Allais		10	3								2		2
Alphonse	1	3	3				1						1
Belle Truite		4	20			1							2
Boisvert	5	1	41			5	10			1			4
Chômeur		1	9			3				2			79
Clair		3	26			12	2		8			1	11
Cossins		3	9				5						6
Côte-à-Côte			14	2		7	1						5
Couronne		7	1				4			2	2		1
Daniel		9	26		2	1	14						2
Enfers		7	12				8			1			1
Éclair	7	11	43			6	2		1				14
Etienne		2	17						1	1			1
Fauvette		4	8			10							11
Français		2	25			3	4			3			4
Francina		17	19				3						3
Freddo		6					3						2
Graham		23	18			5	8						2
Hamel Est		6	2				3			4	2		2
Harvey			109			9	1		2				10
Josselin		5	27			6							2
Kidney			11			4	9			1		1	13
Laflamme		28	39				11						1
Lagou		7	4			2	3			1			5
MacLeod		15	27			10	2	1					19
MRN90997		3	30			1					2	1	1
Najoua		2	144			4	6			2	11		36
Papillons		13	18			4	4			2			3
Pothier		10	14				12				2		7
Rey		5	1			1	1						1
Thibert	1	8	18			2	25						8
Thomas			39			3	7						9
Veilleux		6	8		3	2				1			19

4 : Actynopterygii * : Organismes non identifiés à la famille

3.2.3 Fauchage de la zone nectonique

L'échantillonnage de la zone nectonique dans les 33 lacs visés par l'étude a permis de capturer et d'identifier un total de 50 familles d'organismes dont 46 familles d'invertébrés. En moyenne, 8,5 ± 3,6 familles d'invertébrés ont été capturées dans le necton de chaque lac et 8,9 ± 3,6 familles d'organismes au total (Tableau 9). Le lac aux Cossins présente le maximum de richesse taxonomique avec 16 familles d'organismes, tous des invertébrés, alors que le minimum de deux familles est observé au lac MacLeod. Le lac Boisvert (2,11) possède l'indice de diversité le plus élevé alors que le plus faible est obtenu au lac Francina (0,01).

En moyenne, 1312 ± 3799 organismes nectoniques ont été récoltés dans chaque lac, plus de 99% de ces organismes sont des invertébrés (Tableau 10). L'abondance des captures est très variable, un minimum de 30 individus a été capturé aux lacs Graham et Lagou alors qu'un maximum de 20 416 organismes a été décompté au lac Laflamme. Les captures effectuées aux lacs Laflamme et Francina comptent pour 68% des 43 299 organismes nectoniques récoltés dans les 33 lacs. Les communautés nectoniques de ces deux plans d'eau comportent d'importantes populations de cladocères représentant plus de 99% des organismes nectoniques capturés dans ces milieux. En excluant les lacs Laflamme et Francina, l'abondance moyenne dans le necton serait de 437 ± 654 invertébrés, la médiane n'est cependant que de 203 individus ce qui illustre bien le degré de variabilité observé dans les abondances d'organismes nectoniques.

Sur l'ensemble des lacs, les cladocères ont également été les organismes les plus abondamment capturés dans le necton (Tableau 10). Présents dans 27 des 33 plans d'eau visités, ils dominent en nombre 14 communautés nectoniques et comptent pour 90% de tous les organismes récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Les chironomides sont également bien présents dans le necton, étant capturés dans 30 lacs et affichant la plus grande abondance dans cinq de ceux-ci.

Tableau 9. Richesse, abondance et diversité dans le necton

Lac	Invertébrés		Vertébrés		Indice Shannon-Wiener
	Familles (nb)	Individus (nb)	Familles (nb)	Individus (nb)	
Allais	11	411	0	0	1,87
Alphonse	11	91	0	0	1,01
Belle Truite	10	100	1	1	1,31
Boisvert	11	52	0	0	2,11
Chômeur	8	755	2	35	0,83
Clair	2	4	1	78	0,18
Cossins (aux)	16	535	0	0	1,95
Côte-à-Côte	4	3037	0	0	0,02
Couronne	13	674	0	0	1,61
Daniel	12	1730	1	6	0,53
Enfers (des)	6	464	1	1	0,49
Éclair	4	81	0	0	0,42
Etienne	12	544	2	2	0,44
Fauvette	7	136	0	0	0,53
Français	12	124	1	7	2,09
Francina	6	9112	1	1	0,01
Freddo	9	207	0	0	1,66
Graham	5	30	0	0	1,26
Hamel Est	15	171	0	0	1,95
Harvey	9	56	1	7	1,67
Josselin	6	543	0	0	0,20
Kidney	7	42	0	0	0,73
Laflamme	9	20416	0	0	0,03
Lagou	5	27	1	3	1,36
MacLeod	2	428	0	0	0,33
MRN90997	8	40	1	4	1,83
Najoua	5	225	0	0	1,44
Papillons (des)	14	125	0	0	1,93
Pothier	8	23	1	43	1,15
Rey	9	38	1	28	1,89
Thibert	5	960	0	0	0,05
Thomas	11	203	0	0	1,24
Veilleux	8	1699	0	0	0,15
Moyenne	8,5	1305	0,4	6,4	1,04
Écart-type	3,6	3801	0,6	16,5	0,73
Médiane	8	203	0	0	1,15

Tableau 10. Nombre de captures par famille dans le necton

Phylum	Annelida			Mollusca						Arthropoda						
Classe	Hirudinea			1 Gastropoda						2	3 Insecta					
Famille	Erpobdellidae	Hirudinidae	Golissiphoniidae	Pisidiidae	Ancylidae	Physidae	Planorbiade	Valvatidae	Hydrobiidae	Cladocera*	Hyalellidae	Asellidae	Dytiscidae	Caracbidae	Gyrinidae	Haliplidae
Allais				9						10			15		4	
Alphonse										4	1	1				1
Belle Truite				2						53	19					
Boisvert										5	4		6		2	
Chômeur									1	558					4	
Clair															2	
Cossins	1					1				110	21		8		1	
Côte-à-Côte										3002	2					
Couronne				4						308			29		1	
Daniel				2					1	1502						
Enfers										378						
Éclair										45	1					
Etienne				4	1				466	1		2				
Fauvette							1		100		2					
Français				1	1	1	21	10				5			3	
Francina					1					9098					2	
Freddo										21			10		5	
Graham							1			4	3					
Hamel Est				1						19			3		2	
Harvey	1		1							1					1	
Josselin										450						
Kidney									2						1	
Laflamme				5						20297	3					
Lagou										3						
MacLeod										327						
MRN90997										3	2				1	
Najoua										1						
Papillons				1	1					17	32		1			2
Pothier															2	
Rey		1		1												2
Thibert										926						
Thomas	1			1			1			120	11			1		
Veilleux										1638						

1 : Bivalvia 2 : Branchiopoda 3 : Malacostraca * : Sous-ordre

Tableau 10. Nombre de captures par famille dans le necton (suite)

Phylum	Arthropoda																
Classe	Insecta																
Famille	Chrysomelidae	Curculionidae	Elmidae	Ceratopogonidae	Chaoboridae	Chironomidae	Arthropleidae	Caenidae	Leptophlebiidae	Ephemerellidae	Ephemeridae	Baetidae	Siphlonuridae	Notonectidae	Corixidae	Gerridae	Nepidae
Allais					84	51								57	24	3	1
Alphonse						68		1							1		
Belle Truite						5	1	1					2				
Boisvert						11								1	6		
Chômeur	1					12									4	134	
Clair									1								
Cossins	3			1	101	17		2						82	6	70	
Côte-à-Côte						3									3		
Couronne				2	98	28								37	17	66	
Daniel				1		47		10							2	134	
Enfers						26							5				
Éclair						3											
Etienne				2		15						4			1		
Fauvette	1					6											
Français	1		2			22										23	
Francina						3								1			
Freddo					57	24	6							1	75		
Graham		18															
Hamel Est				1	56	12				1				18	13		
Harvey						23					1					1	
Josselin	1					4											
Kidney								2								33	
Laflamme						63		3					1				
Lagou						16	1										
MacLeod						37											
MRN90997						13						11	1				
Najoua						7											
Papillons		1			1	37					1			9		7	
Pothier						4									6	1	
Rey						8								12	3		
Thibert	1	1			1	2			1								
Thomas	1					29										1	
Veilleux	1			1	15	25									1		

Tableau 10. Nombre de captures par famille dans le necton (suite)

Phylum	Arthropoda												Chordata				
Classe	Insecta												4		Amphibia		
Famille	Pyralidae	Aeshnidae	Cordulii dae	Gomphidae	Libellulidae	Coenagrionidae	Lestidae	Phryganeidae	Lim.nephilidae	Leptoceridae	Molannidae	Polycentropodidae	Cyprinidae	Catastomidae	Bufonidae	Ranidae	Autres**
Allais										4		2					147
Alphonse			2			5	3					1					3
Belle Truite			1						2		1					1	12
Boisvert						1	1		1	1		12					1
Chômeur										1			3	32			40
Clair													78				1
Cossins			1			9						4					97
Côte-à-Côte																	27
Couronne						4		3		1		4					72
Daniel						6	2		2			5	3				16
Enfers		1				9			5						1		40
Éclair												1					31
Etienne	1	1							1			4	1			1	41
Fauvette									2			1					23
Français										13						7	21
Francina												1	1				6
Freddo						1						2					5
Graham									1			3					
Hamel Est		2	1			6	1		2			1					32
Harvey									1	3		8	7				15
Josselin						1			1			10					76
Kidney	1					1											2
Laflamme			2							4		2					36
Lagou					1	2						1			3		3
MacLeod																	64
MRN90997				1		2	1							4			5
Najoua						1	5			12		2					197
Papillons				1			1					9					4
Pothier			1			1	1		2				43				5
Rey									2	1		4	14				4
Thibert																	28
Thomas						6			7			5					19
Veilleux		1							1								16

4 : Actynopterygii

** : organismes non identifiés à la famille

3.2.4 Pièges entonnoirs

Les pièges entonnoirs ont permis de capturer 2 528 organismes dans les 31 lacs où ce type d'appareil a été installé. Aucune donnée n'est disponible pour les lacs Lagou et Veilleux en raison de problèmes techniques. Les sangsues (sous-classe *Hirudinea*) sont le groupe principalement visé par ces pièges et ont représenté 97% des captures totales. Treize familles d'organismes ont été identifiées dont quatre familles de sangsues (Tableau 11). L'identification à l'espèce de ce groupe d'organismes a permis de constater la présence de six espèces dans les lacs visités. L'espèce la plus répandue est *Haemopis marmorata*, retrouvée dans 22 lacs et représentant 77% de toutes les sangsues capturées par cette méthode. Les coléoptères de la famille des dytiques (*Dytiscidae*) sont apparus dans cinq plans d'eau et représentent le groupe le plus fréquemment piégé à l'exception des sangsues.

3.2.5 Nasses

L'installation des nasses visait principalement la capture de poissons et d'amphibiens. Ces deux groupes représentent 80% des 2 430 organismes récoltés par la méthode dans 32 lacs, des problèmes techniques ayant empêché l'installation des nasses au lac Lagou. Deux familles d'amphibiens et sept familles de poissons ont été identifiées (Tableau 12). Des ranidés (famille *Ranidae*) ont été capturés dans 29 lacs alors que les salamandres (famille *Salamandridae*) sont apparues dans les nasses de cinq plans d'eau. Les poissons de la famille des cyprinidés (*Cyprinidae*) ont été de loin les plus capturés, 824 individus ont été piégés dans 14 lacs.

Vingt-trois familles d'invertébrés ont été capturées par les nasses, parmi celles-ci on dénombre quatre familles de sangsues (Tableau 12). L'appareil de capture a également permis d'identifier trois espèces d'écrevisses (famille des *Cambaridae*) présentes sur un total de dix lacs. L'espèce *Cambarus bartonii* a été la plus fréquente étant capturée sur neuf plans d'eau alors que *Orconectes propinquuus* et *O. virilis* n'ont été prises qu'au lac Clair. D'autres invertébrés de grande taille font partie des captures tels des dytiques, punaises d'eau géantes (famille *Belostomatidae*), phryganes (famille *Limnephilidae*) et deux familles de libellules (*Aeshnidae* et *Corduliidae*).

Tableau 11. Nombre de captures par les pièges entonnoirs

Phylum	Annelida						Arthropoda				
Classe	Hirudinea						Insecta				
Espèce ou famille	Erpobdella punctata	Nephelopsis obscura	Haemopis marmorata	Macrobdella decora	Batracobdella picta	Glossiphonia complanata	Dytiscidae	Siphlonuridae	Autres insectes	Autres	Total
Allais	1	22	82	33			32		1		171
Alphonse		27	52		10				1		90
Belle Truite			2								2
Boisvert	2	66	76	11	2		1				158
Chômeur		3									3
Clair		14	12	14							40
Cossins	11	5	103	68			1				188
Côte-à-Côte											0
Couronne		3	5	23	1		28	1	2	1	64
Daniel		1	115		1						117
Enfers		2	211		5	1					219
Éclair			7								7
Etienne										4	4
Fauvette			18	1	4						23
Français											0
Francina		4	173	13	7						197
Freddo											0
Graham		2		2							4
Hamel Est	1		14							1	16
Harvey		1	55		1						57
Josselin		3	495		17						515
Kidney			2	19						1	22
Laflamme		5									5
MacLeod		3					3	1			7
MRN90997		2									2
Najoua			91	10	1						102
Papillons		12	51		10						73
Pothier	6	2	6	3							17
Rey		4	73	36							113
Thibert			55	35	4						94
Thomas			195		22				1		218

Tableau 12. Nombre de captures dans les nasses

Phylum	Annelida				Arthropoda					
Classe	Hirudinea				1	Insecta				
Famille	Erpobdellidae	Haemopidae	Hirudinidae	Glossiphoniidae	Cambaridae	Dytiscidae	Belostomatidae	Aeshnidae	Corduliidae	Limnephilidae
Allais	1	3		5		2			6	
Alphonse							2			
Belle Truite		5			14					4
Boisvert	1	19	9	3		2	1	1		1
Chômeur					3					
Clair		3	1		17		1			1
Cossins	3	3	9				1	1	7	1
Côte-à-Côte					21			2		
Couronne						1		4		
Daniel		15						3		2
Enfers		9			1			1		5
Éclair					1	1	5	2		
Etienne										
Fauvette		5								
Français										
Francina		13	2			1	8			2
Freddo					19	4				2
Graham									1	4
Hamel Est			1				4	5	2	1
Harvey										
Josselin	1	19		4				1		4
Kidney			2							
Laflamme	1									
MacLeod	1				1					
MRN90997					11					
Najoua		20					4		2	
Papillons		5						2	3	1
Pothier		10	1					1		
Rey		3					4	1	1	2
Thibert			4	1						10
Thomas		9		1	1			2		
Veilleux									2	12

1 : Malacostraca

Tableau 12. Nombre de captures dans les nasses (suite)

Phylum	Chordata										
Classe	Amphibia		Actynopterygii								
Famille	Ranidae	Salamandridae	Gasterosteidae	Ictaluridae	Centrarchidae	Percidae	Salmonidae	Cyprinidae	Catastomidae	Autres	Total
Allais	3									1	21
Alphonse	3							1		1	7
Belle Truite	2						2				27
Boisvert	9	1								1	48
Chômeur	7							13			23
Clair	17							93		1	134
Cossins	3	1								1	30
Côte-à-Côte	5										28
Couronne	1										6
Daniel	5							1			26
Enfers	3										19
Éclair	19	1						6			35
Etienne			3	1				32			36
Fauvette	1					51				2	59
Français	36				4						40
Francina	8							148		2	184
Freddo										10	35
Graham	3							5			13
Hamel Est	2	1						1			17
Harvey	1							93			94
Josselin	6									2	37
Kidney	4					3		167			176
Laflamme	2										3
MacLeod							1			3	6
MRN90997	2	1							1		15
Najoua	17										43
Papillons	4									2	17
Pothier	2							233			247
Rey	2							28		1	42
Thibert	1							3		1	20
Thomas	2										15
Veilleux	2									2	18

3.2.6 Substrats artificiels

Les substrats artificiels, quoique les résultats ne soient disponibles que pour deux lacs, ont tout de même permis de récolter 1 160 in\. rtébrés distribués respectivement dans dix et cinq familles pour les lacs Belle Truite et Freddo (Tableau 13). L'utilisation de cette méthode de capture a été limitée à la première année d'échantillonnage en raison des coûts importants associés à la récupération des engins qui nécessite une deuxième visite des plans d'eau. Compte tenu du nombre restreint de lacs considérés, il n'est pas possible ici d'élaborer sur l'efficacité réelle de cette technique d'échantillonnage. Il est à noter qu'au lac Belle Truite les substrats ont permis de capturer cinq familles d'insectes absentes des autres méthodes de captures, soient les elmidés (*Elmidae*), staphynidés (*Staphyinidae*), leptophlebidés (*Leptophlebiidae*), éphemerellidés (*Ephemerellidae*) et polycentropodidés (*Polycentropodidae*). Ils n'ont cependant pas permis d'accroître le nombre de taxons identifiés au lac Freddo.

Tableau 13. Nombre de captures par famille sur les substrats artificiels

Phylum	1	Arthropoda											
Classe	2	3	Insecta										
Famille	Valvatidae	Hyalellidae	Elmidae	Staphylinidae	Ceratopogonidae	Chironomidae	Ephemeroptera*	Leptophlebiidae	Ephemerellidae	Aeshnidae	Coenagrionidae	Polycentropodidae	Total
Belle Truite	1	4	1	1		36	3	4	1		2	4	57
Freddo					6	1068		1		2		26	1103

1 : Mollusca 2 : Gastropoda 3 : Malacostraca * : ordre

3.3 COMMUNAUTÉS DE POISSONS

L'utilisation des différentes méthodes de capture et l'information récoltée auprès des gestionnaires des territoires visités permettent de statuer sur la présence et la composition des communautés de poissons des 33 lacs visés par l'étude. Un total de 1070 poissons a été capturé sur 19 plans d'eau différents et de ce nombre, 1023 individus ont pu être identifiés à l'espèce et sont répertoriés au Tableau 14. L'utilisation des nasses appâtées a permis de caractériser la majorité des communautés piscicoles présentes dans les lacs visités en étant responsable de 83% des captures de poissons. Cette technique visait principalement la récolte des espèces non sportives de la famille des cyprinidés. Puisque ces espèces sont souvent méconnues et difficiles à identifier pour la plupart des gens, la confirmation de leur présence s'avère rare.

Dix des lacs visités contiennent également du poisson malgré qu'aucune capture n'y ait été relatée pendant l'échantillonnage (Tableau 14). Ces lacs sont uniquement colonisés par l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), une espèce de poisson peu susceptible d'être capturée par les techniques utilisées dans ce projet. La présence de poissons a donc été confirmée sur un total de 29 plans d'eau.

En moyenne, on retrouve un peu moins de deux espèces de poissons par lac (1,8 ± 1,6). Seize plans d'eau ne possèdent qu'une seule espèce et quatre n'en comptent aucune, soient les lacs Allais, aux Cossins, Couronne et Freddo. Les lacs situés dans l'est de la zone d'étude sont généralement des plans d'eau n'abritant que des populations allopatriques d'Omble de fontaine, alors que les lacs de la moitié ouest présentent généralement des communautés de poissons plus diversifiées, principalement en cyprinidés. Le lac Étienne du Parc national de la Mauricie s'avère être le lac possédant le plus grand nombre d'espèces de poissons avec sept espèces.

L'espèce de poisson la plus fréquemment rencontrée dans les lacs visités est l'Omble de fontaine. Capturé dans seulement deux lacs, sa présence a été cependant confirmée dans 20 autres par les autorités responsables des différents territoires visités. Son proche parent, l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) est quant à lui présent dans un seul lac (Français). Seulement 12 populations d'Omble répertoriées vivent en allopatrie alors que 11 d'entre elles doivent cohabiter avec d'autres espèces de poissons. Quatorze autres espèces ont été capturées, parmi elles neuf sont de la famille des cyprinidés dont les plus fréquentes sont le Mulet perlé (*Semotilus margarita*) qui est présent dans neuf lacs et le Ventre-pourri du nord (*Phoxinus eos*), retrouvé dans sept plans d'eau (Tableau 14).

En raison des impacts de la présence de poissons sur l'ensemble de la structure des communautés d'invertébrés habitant le milieu aquatique, il s'est avéré primordial de traiter ce facteur biologique au même niveau que les facteurs physiques et chimiques. Les résultats de capture du poisson et surtout la confirmation de sa présence dans les lacs ont des répercussions majeures sur les autres groupes d'organismes étudiés.

Tableau 14. Nombre de poissons capturés et identification des espèces présentes

Espèces	Épinoche cinq épines	Barbotte brune	Crapet de roche	Perchaude	Omble de fontaine	Ventre-pourri	Méné à nageoires rouges	Mulet à cornes	Tête-de-boule	Méné jaune	Méné de lac	Méné d'herbe	Mulet perlé	Ventre rouge du nord	Meunier noir
Allais															
Alphonse					√								1		
Belle Truite					2										
Boisvert					√										
Chômeur											13	2		1	32
Clair					√	113			30					27	
Cossins															
Côte-à-Côte					√										
Couronne															
Daniel					√								1		
Éclair					√								6		
Enfers					√										
Étienne	3	1			√		29	√					1	3	
Fauvette				51	√										
Français	√		4		√*			√					√		
Francina													148		
Freddo															
Graham					√									5	
Hamel Est													1		
Harvey					√								93	5	
Josselin					√										
Kidney				3	√				18	103				43	
Laflamme					√										
Lagou					√										
MacLeod					1										
MRN90997															5
Najoua					√										
Papillons					√										
Pothier											3			273	
Rey													28		
Thibert					√			3							
Thomas					√										
Veilleux					√										

√ : Espèce non capturée mais dont la présence est confirmée par d'autres sources

* : Présence de l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) au lieu de l'Omble de fontaine

3.4 COMMUNAUTÉS D'AMPHIBIENS

Les amphibiens ont été récoltés principalement au moyen des nasses alors que 177 des 236 (75%) organismes de ce groupe ont été prélevés avec ce type d'appareil. Une cinquantaine d'individus ont été capturés avec le filet troubleau dans les sédiments (45) et la colonne d'eau (13), alors qu'un Triton vert (*Notophthalmus viridescens*) s'est retrouvé pris dans un piège entonnoir (Tableau 15).

Des amphibiens ont été capturés dans 31 des 33 lacs visités, seuls les lacs Freddo et MacLeod n'ont pas permis la capture de ce groupe taxonomique. Les captures sont constituées de têtards de quatre espèces d'anoure (ordre *Anura*), et d'un mélange adultes/juvéniles de deux espèces d'urodèles (ordre *Caudata*). L'espèce la plus abondamment capturée est le Ouaouaron (*Rana catesbeiana*) qui a été pris dans 15 lacs pour 107 individus, suivent la Grenouille verte (*R. clamitans*) dans dix lacs, et la Grenouille du nord (*R. septentrionalis*) dans neuf lacs. Chez les urodèles, les larves de salamandre du genre *Ambystoma* ont été capturées dans six lacs tandis que des Tritons verts ont été récoltés dans sept lacs.

Tout comme pour les poissons, les méthodes de capture utilisées ne sont pas en mesure de confirmer la présence ou l'absence de la totalité des espèces d'amphibiens. Certaines espèces, en raison de leur cycle vital ou leur régime alimentaire, ne sont pas de bonnes cibles pour les pièges utilisés. Les observations effectuées sur le terrain permettent donc de bonifier l'inventaire des espèces. L'observation visuelle et les chants d'anoures adultes entendus permettent de confirmer la présence de Grenouille du nord sur 13 autres lacs que ceux sur lesquels des captures ont été enregistrées (Tableau 15). De la même façon, la Grenouille verte a été observée ou entendue sur huit plans d'eau sans y être capturée, alors que cette situation s'est produite trois fois pour le Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et le Ouaouaron, et deux fois pour le Triton vert.

L'observation et l'écoute ont également permis de noter la présence de quatre espèces d'anoures qui n'ont été capturés sur aucun lac. La Grenouille des bois (*Rana sylvatica*), la Grenouille des marais (*Rana palustris*), la Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*) et la Rainette versicolore (*Hyla versicolor*) ont été aperçues ou entendues sur respectivement six, trois, trois et deux plans d'eau (Tableau 15).

Avec l'ajout des observations visuelles et auditives aux captures, l'espèce la plus fréquente est la Grenouille du Nord dont la présence a été notée dans 22 des 33 lacs. La Grenouille verte et le Ouaouaron sont quant à eux présents sur 18 lacs.

Tableau 15. Nombre d'amphibiens capturés et identification des espèces présentes

Espèces	Crapaud d'Amérique	Ouaouaron	Grenouille verte	Grenouille du nord	Grenouille des bois	Grenouille des marais	Rainette crucifère	Rainette versicolore	Grenouille sp.	Salamandre sp.	Triton vert
Allais			1	√	√				2	2	
Alphonse	√	√	√						3		
Belle Truite									3		
Boisvert		√	1	9	√						1
Chômeur		6	1	2							
Clair		17						√			1
Cossins (aux)		3	√	√							1
Côte-à-Côte				3					2		
Couronne		1	√						2	2	
Daniel				5							
Éclair		19									1
Enfers (des)	1		1	2					1		
Étienne		1			√				1		
Fauvette		1	√	√							√
Français		38				√			8		
Francina		6	1	1		√	√				√
Freddo					√						
Graham		3						√			
Hamel Est		√	√	√					6	2	2
Harvey			1	√							
Josselin			6	√							
Kidney		4	1	√		√					1
Laflamme	√			√					2		
Lagou	3			√			√		1		
MacLeod			√	√	√						
MRN90997		2	√	√						2	2
Najoua			9	8			√		2	11	√
Papillons (des)		3	√						3		
Pothier		2		√	√					2	
Rey										2	
Thibert		1		√							
Thomas				2							
Veilleux			1	1					1		

√ : Espèce non capturée mais dont la présence est confirmée par l'observation et/ou le chant

3.5 SAUVAGINE

Au cours des visites d'échantillonnage, sept espèces d'oiseaux aquatiques ont été observées sur 31 des 33 lacs de l'étude (Tableau 16). En moyenne, 1,5 ± 0,7 espèces ont été aperçues sur chaque lac pour une médiane de deux. Les lacs Étienne et Hamel Est ont présenté la plus grande richesse en espèces avec trois espèces.

L'oiseau le plus fréquemment observé a été le Plongeon huard (*Gavia immer*) qui a été répertorié à 17 reprises. Des Fulligules à collier (*Aythya collaris*) et des Garrots à œil d'or (*Bucephala clangula*) ont été notés sur respectivement neuf et huit plans d'eau. Treize portées de jeunes ont également été observées sur un total de 11 lacs. Six de ces portées étaient des Garrots à œil d'or alors qu'aucun rejeton de Canard noir (*Anas rubripes*) n'a été vu lors de nos visites. En moyenne, les portées étaient constituées de trois jeunes alors qu'un maximum de dix petits Garrot à œil d'or a été observé au lac Najoua. Deux lacs, Daniel et Hamel Est, ont abrité des couvées de deux espèces différentes.

Tableau 16. Présence des espèces de sauvagine dans les lacs visités

	Canard noir		Garrot œil d'or		Fuligule à collier		Grand Harle		Harle couronné		Sarcelle ailes bleues		Plongeon Huard	
Stade	Ad	J	Ad	J	Ad	J	Ad	J	Ad	J	Ad	J	Ad	J
Allais	1								1	2				
Alphonse			1	2									1	
Belle Truite														
Boisvert	1		1	2										
Chômeur														
Clair							1						2	
Cossins (aux)			1	3					1					
Côte-à-Côte													2	
Couronne			1						3					
Daniel			1	2									1	1
Éclair					4									
Enfers (des)					1	3								
Étienne	1				1		1	6						
Fauvette													1	
Français													2	
Francina													1	
Freddo													1	
Graham							1		2					
Hamel Est					1	2			3		1	2*		
Harvey					2								2	
Josselin													2	
Kidney													1	
Laflamme	2				1									
Lagou													1	
MacLeod			1	1									1	
MRN90997							1		1					
Najoua			2	10	1									
Papillons (des)			3		2									
Pothier													2	
Rey	1				1	1								
Thibert													1	
Thomas													1	
Veilleux													2	

Ad : Adultes J : Jeunes

* : La reproduction de la Sarcelle à ailes bleues dans le PNLM est très rare. Cette observation est donc à considérer avec réserves.

3.6 EFFETS DES FACTEURS PHYSIQUES ET CHIMIQUES SUR LA FAUNE AQUATIQUE

3.6.1 Effets sur le zooplancton

L'abondance totale ou relative des différents groupes d'organismes zooplanctoniques ne démontre aucune relation significative avec l'ensemble des paramètres physiques, chimiques et biologiques (présence de poissons) considérés dans la présente étude. Des corrélations ont cependant pu être établies avec les données de biomasse zooplanctonique. La biomasse de la classe de taille 100 µm, de même que la proportion de cette même classe de taille sur la biomasse totale de zooplancton, montre une augmentation corrélée positivement à l'accroissement du pH (Figure 3). La biomasse totale de zooplancton et les autres classes de tailles ne semblent cependant être aucunement affectées par les variations du pH.

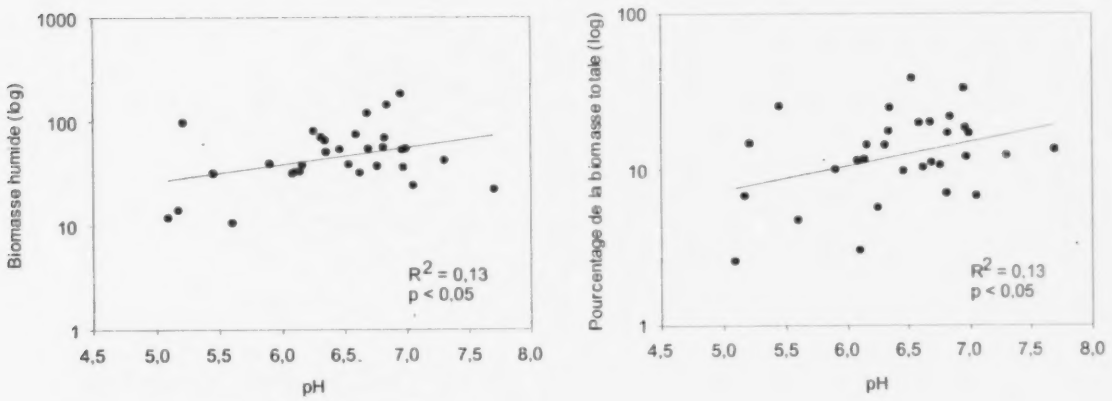


Figure 3. Variation de la biomasse humide et du pourcentage sur la biomasse totale de zooplancton de la classe de taille 100 µm, en fonction du pH du lac

3.6.2 Effets sur le benthos

Les échantillonnages effectués sur les 33 lacs démontrent que le nombre de familles d'invertébrés présentes dans le benthos est positivement relié au pH, de même qu'à l'alcalinité, au Ca, au Mg et à la longitude (Figure 4). L'abondance des invertébrés benthiques est positivement influencée par le pH, l'alcalinité, et la concentration en Ca (Figure 5). Le nombre d'organismes benthiques démontre également un accroissement avec la transparence de l'eau et une baisse avec l'augmentation des concentrations de COD.

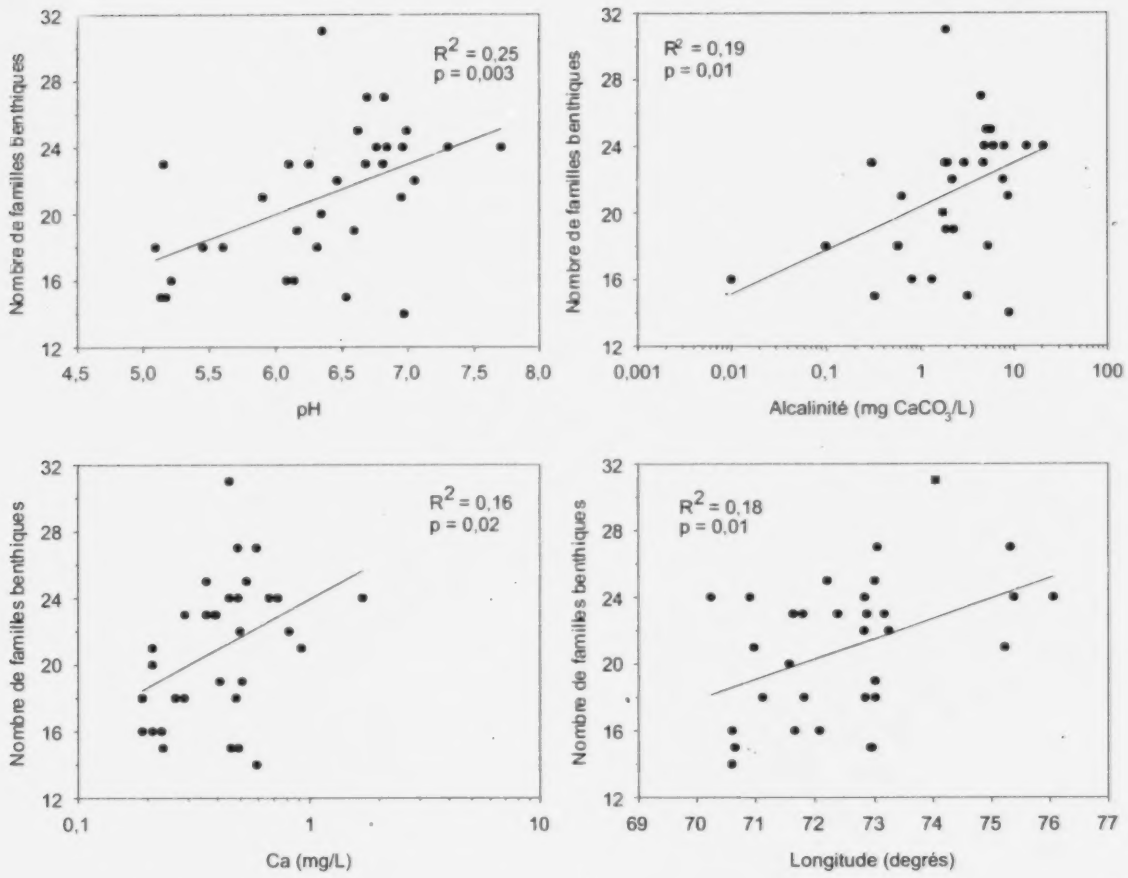


Figure 4. Relations entre la richesse en familles d'invertébrés benthiques et le pH, l'alcalinité, le calcium et la longitude des lacs visités

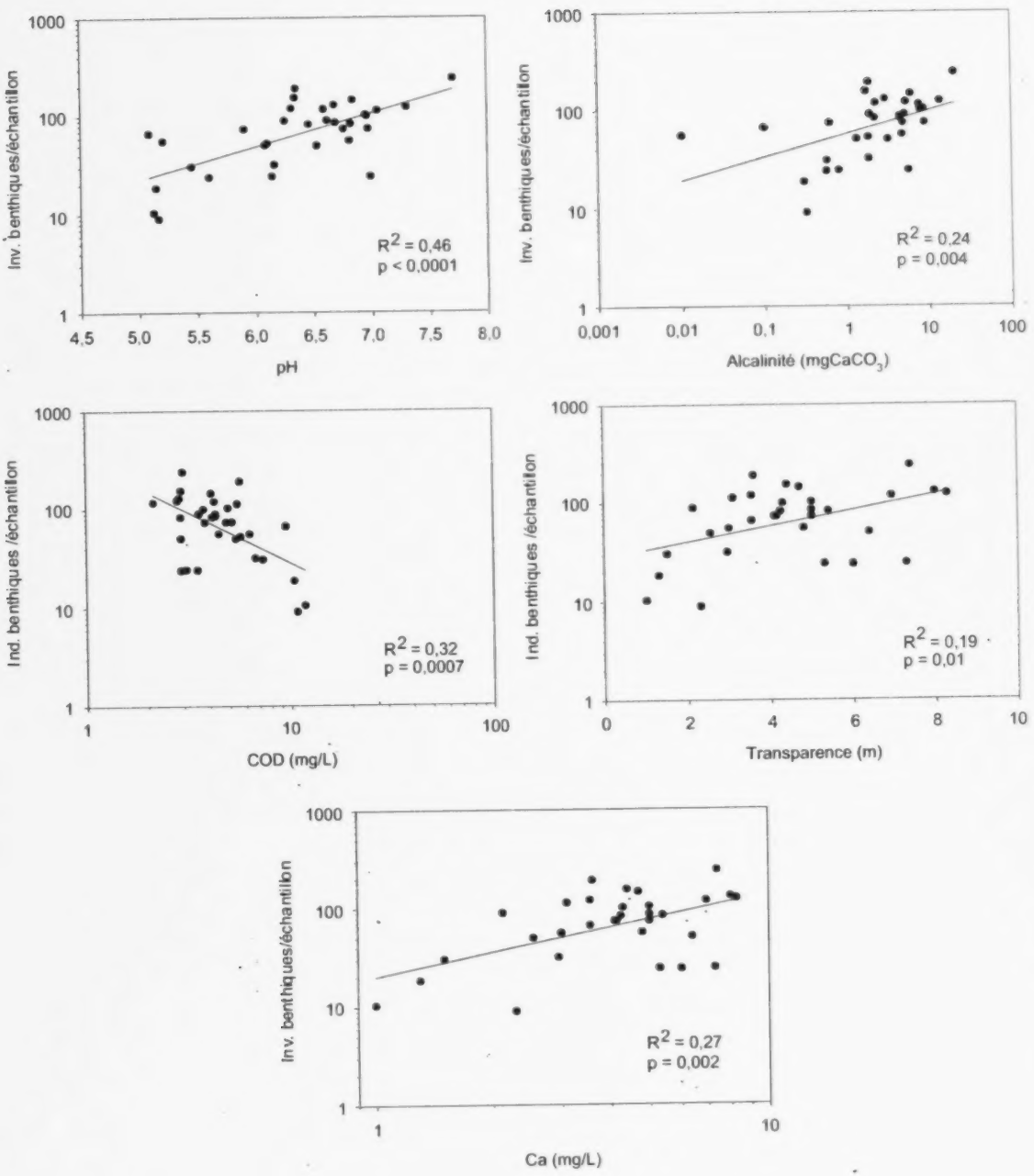


Figure 5. Relations entre l'abondance d'invertébrés benthiques et le pH, l'alcalinité, le carbone organique dissous, la transparence et le calcium

Les deux axes de l'analyse de correspondance canonique présentée à la Figure 6 expliquent 71,2 % de la variance en abondance des familles d'invertébrés benthiques. La dispersion des familles d'invertébrés benthiques semble particulièrement bien épouser le COD et le Ca. Des groupes tels les chaoboridés (*Chaoboridae*), corises (*Corixidae*), notonectes (*Notonectidae*) et phryganes (*Phryganidae*) ont tendance à se retrouver dans de fortes concentrations en COD, alors que les planorbidés (*Planorbidae*), elmidés, hydrobiidés (*Hydrobiidae*) et gomphidés (*Gomphidae*) affectionnent les concentrations élevées en Ca. Enfin, on note que les dytiques, brûlots (*Ceratopogonidae*) et chaoboridés sont plus abondants dans les milieux acides, alors que les familles associées aux fortes concentrations en Ca de même que les éphémerellidés, libellulidés (*Libellulidae*), hyallelidés et ancylidés (*Ancylidae*) préfèrent les pH plus élevés.

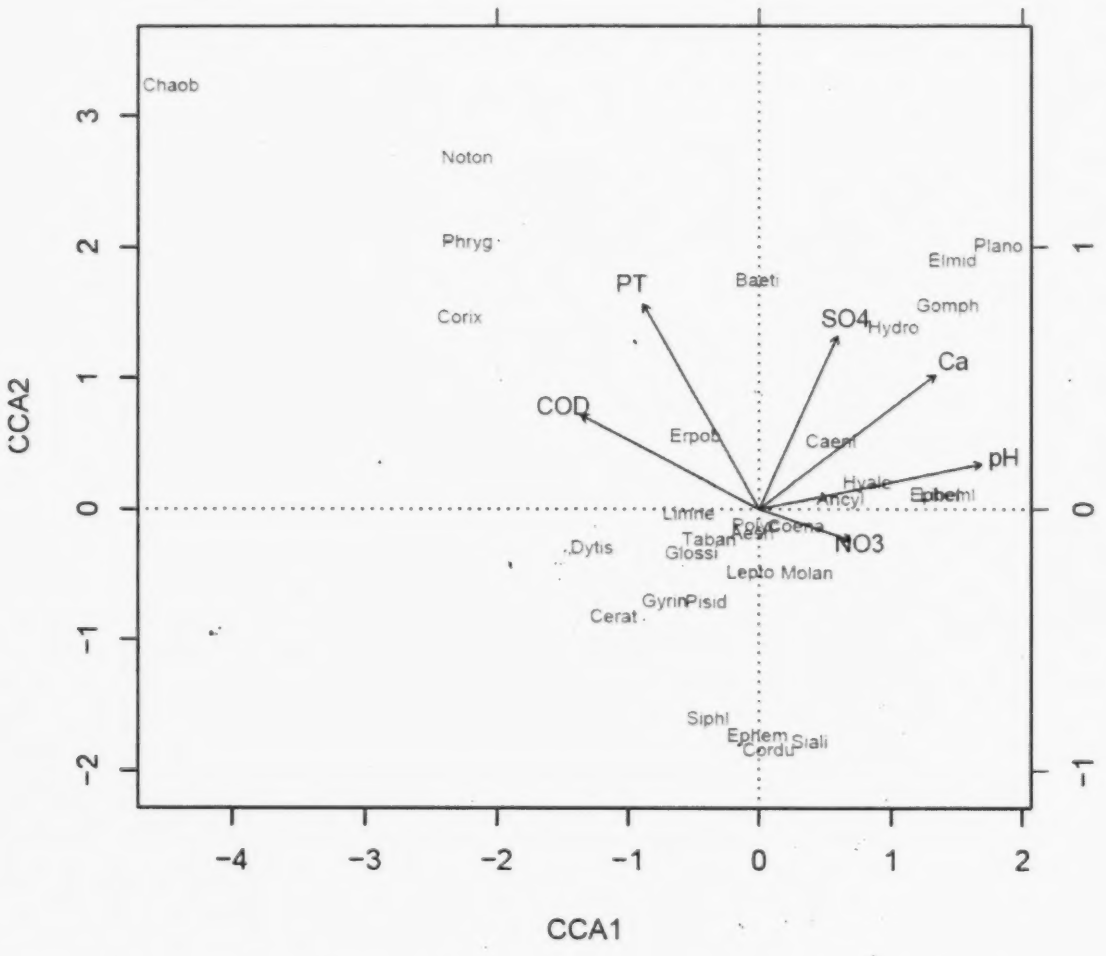


Figure 6. Diagramme d'ordination pour l'analyse de correspondances canoniques des familles d'invertébrés du benthos

Les résultats de l'analyse de composantes principales (ACP) sur la composition des communautés benthiques indiquent que la première composante principale explique 18,5% de la variabilité totale (Figure 7). Les abondances relatives en gyrins (*Gyrinidae*), sialidés (*Sialidae*) et corduliidés (*Corduliidae*) sont les variables démontrant les plus grandes corrélations avec le premier axe. La deuxième composante principale est responsable de 11,2% de la variabilité et les abondances relatives de gomphidés, erpobdellidés (*Erpobdellidae*) et pisidiidés (*Pisidiidae*) affichent les meilleures corrélations avec cet axe.

La dispersion des lacs selon les deux axes permet de former quatre groupes possédant des ressemblances quant à la composition de leur benthos (Figure 7). Le principal regroupement inclut 28 lacs tandis que le lac Hamel Est et particulièrement le lac Freddo se retrouvent isolés. Les lacs MacLeod, Allais et Rey, parmi les plus acides échantillonnés et possédant tous un pH inférieur à 6, forment le dernier regroupement.

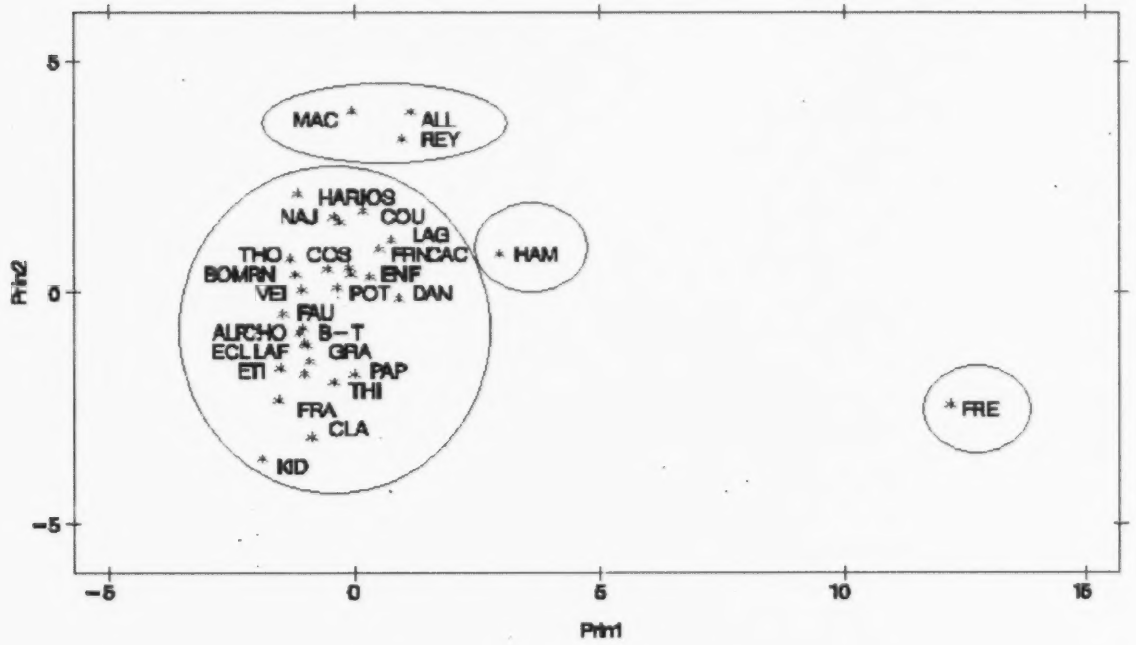


Figure 7. Analyse en composantes principales de la composition des communautés benthiques

3.6.3 Effets sur le necton

L'abondance et la richesse des invertébrés nectoniques sont associées à la transparence des eaux et à la productivité générale du milieu. L'accroissement des concentrations en COD, en PT et en NT, et la diminution de la transparence ont des effets significativement positifs sur le nombre d'invertébrés nectoniques récoltés par échantillon ainsi que le nombre de familles (Figures 8 et 9).

Les autres paramètres dont ceux reliés à l'acidification ne démontrent pas d'effets significatifs sur le necton.

Les deux axes de l'analyse de correspondance canonique présentée à la Figure 10 expliquent 76,1 % de la variance en abondance des familles d'invertébrés nectoniques. Les variables PT et NO_3 semblent être les plus influentes alors que les communautés nectoniques se comportent sensiblement de la même façon par rapport au PT et au COD. Les chaoboridés, notonectes, dytiques et corises sont d'ailleurs fortement associés aux concentrations élevées de ces deux paramètres chimiques ainsi qu'aux faibles valeurs de pH. Par contre, les familles des limnephilidés et caenidés (*Caenidae*) sont plus abondantes à des pH élevés.

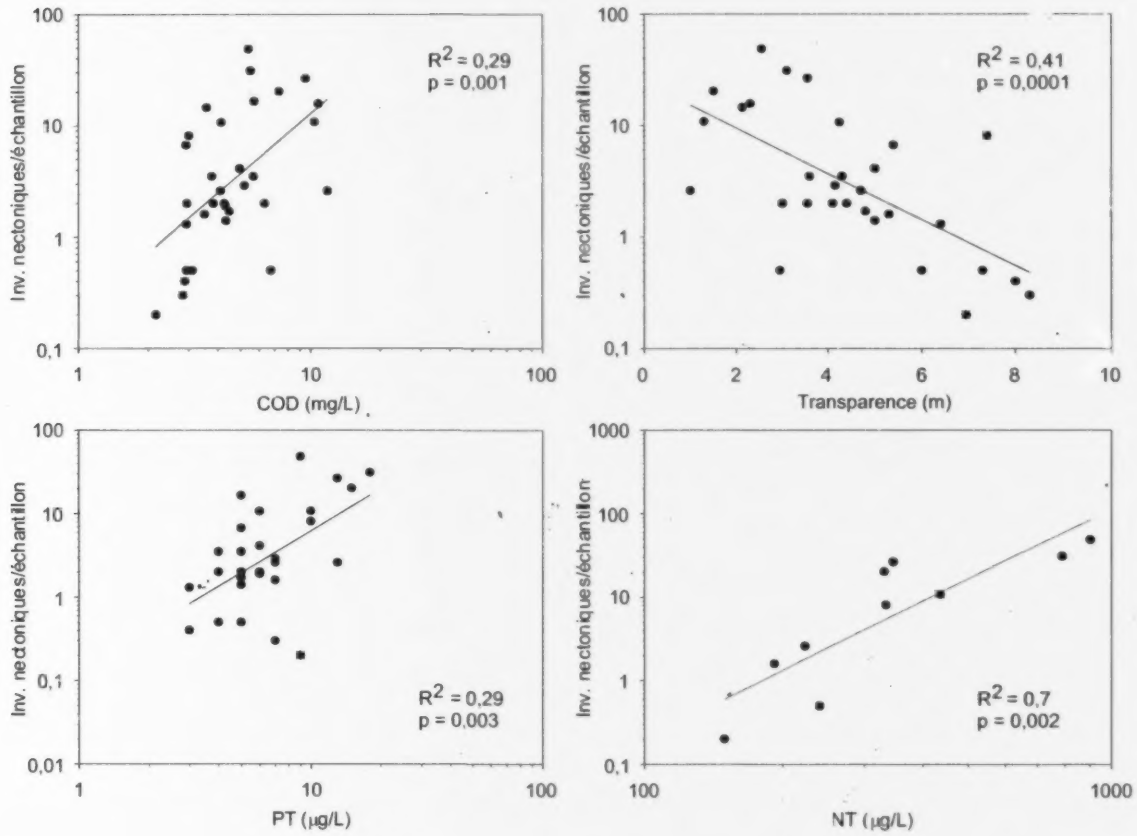


Figure 8. Relations entre l'abondance d'invertébrés nectoniques et le carbone organique dissous, la transparence de l'eau, le phosphore total et l'azote total

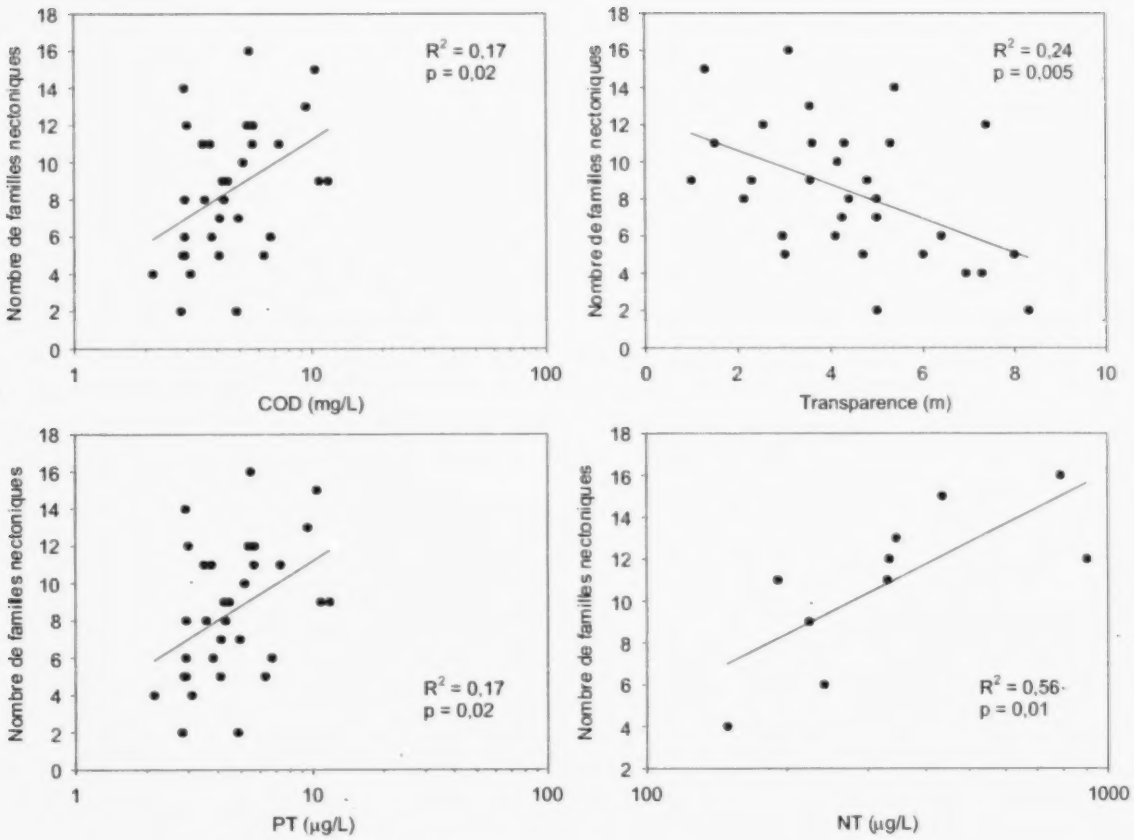


Figure 9. Relations entre la diversité en familles d'invertébrés nectoniques et le carbone organique dissous, la transparence de l'eau, le phosphore total et l'azote total

Les résultats de l'analyse de composantes principales (ACP) sur la composition des communautés nectoniques indiquent que la première composante explique 15,7% de la variabilité totale (Figure 11). Les abondances relatives en chaoboridés et en brûlots sont les variables démontrant les plus grandes corrélations avec le premier axe. La deuxième composante principale est responsable de 10,6% de la variabilité et les abondances relatives de limnephilidés et caenidés affichent les meilleures corrélations avec cet axe.

La dispersion des lacs selon les deux axes permet de former cinq groupes possédant des caractères communs quant à la composition de leur necton (Figure 11). Le principal regroupement inclut 21 lacs tandis que le lac Belle Truite se retrouve isolé. Les quatre lacs sans poisson se retrouvent au sein du même groupe en compagnie du lac Hamel Est où un seul poisson a été capturé. Les lacs Thibert et Veilleux, caractérisés par de fortes dominances en cladocères, forment un autre groupe. Enfin, les lacs Laflamme, des Enfers et Thomas, des plans d'eau situés dans l'extrême est de l'aire d'étude forment le dernier groupe distinct.

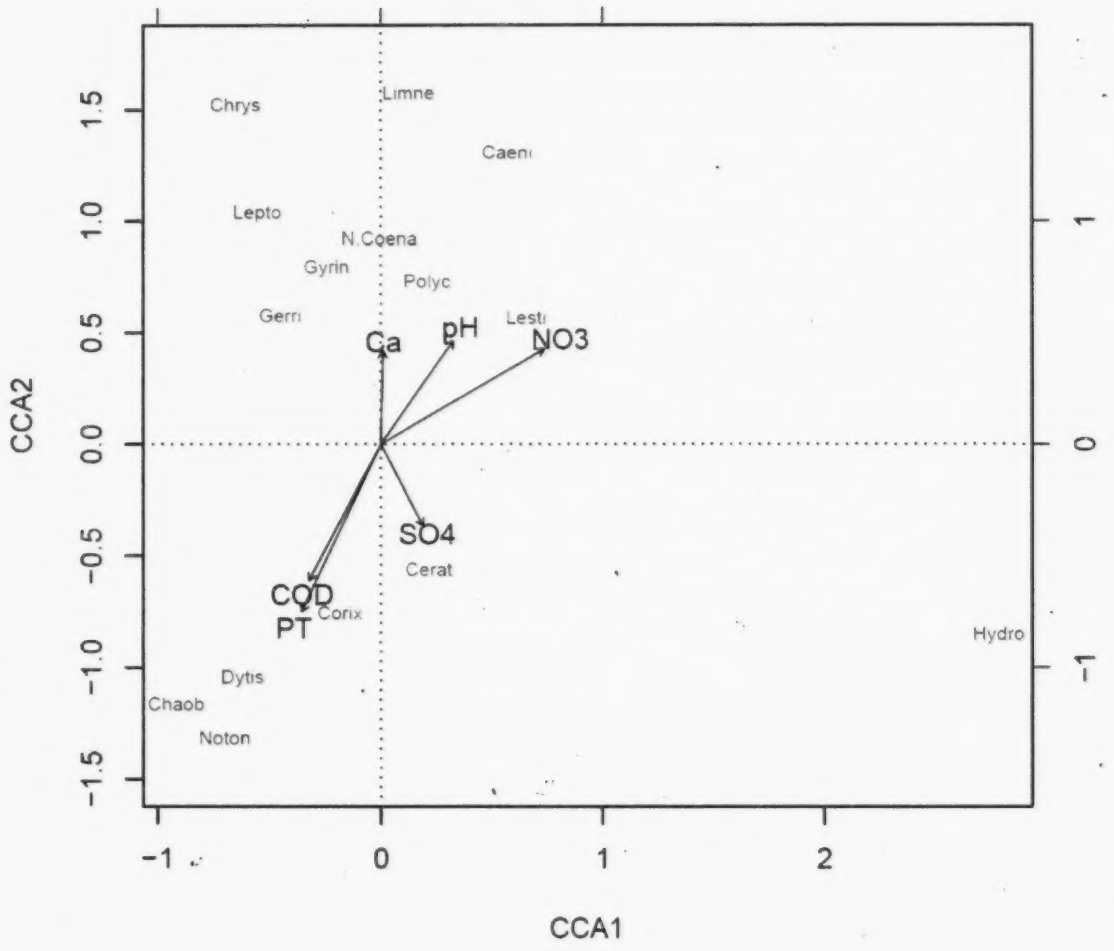


Figure 10. Diagramme d'ordination pour l'analyse de correspondances canoniques des familles d'invertébrés du necton

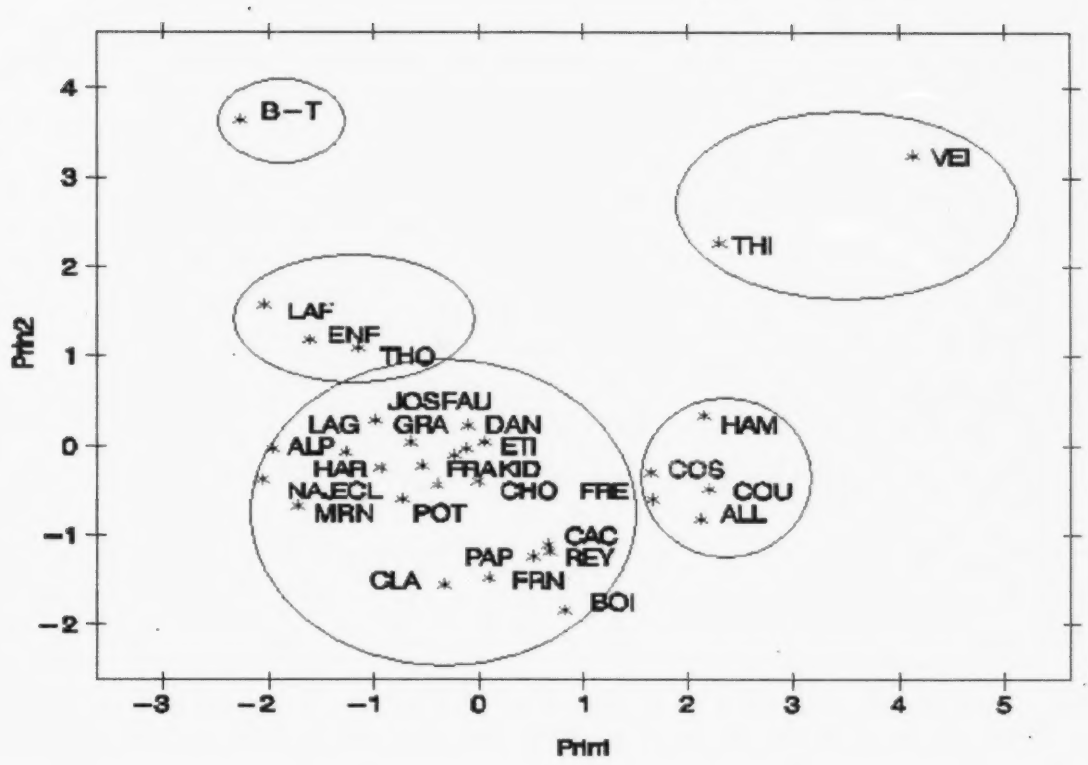


Figure 11. Analyse en composantes principales de la composition des communautés nectoniques

3.6.4 Effets sur les poissons

La richesse en espèces de poissons des 33 lacs échantillonnés montre des relations significatives avec cinq paramètres (Figure 12). Le pH, l'alcalinité et le Ca affichent les relations les plus puissantes. Le nombre d'espèces de poissons semble augmenter de concert avec ces trois paramètres ainsi qu'avec la longitude. Cependant, l'accroissement de l'altitude des lacs est associé à une diminution du nombre d'espèces de poissons.

La distribution des espèces de poissons selon le pH montre que la diversité est plus élevée au-delà de pH 6 (Figure 13). Dans les huit lacs affichant un pH sous ce seuil, trois d'entre eux ne possèdent aucune espèce de poissons alors que les autres n'en possèdent qu'une seule. Seulement deux espèces sont présentes sous pH 6, soient le Mulet perlé et l'Omble de fontaine. Il n'existe pas, dans notre population de lacs échantillonnés, de relation entre la présence/absence de poissons et le pH observé. Ainsi, les lacs sans poisson ne montrent pas un pH significativement différent que ceux abritant du poisson (test Welch-Anova).

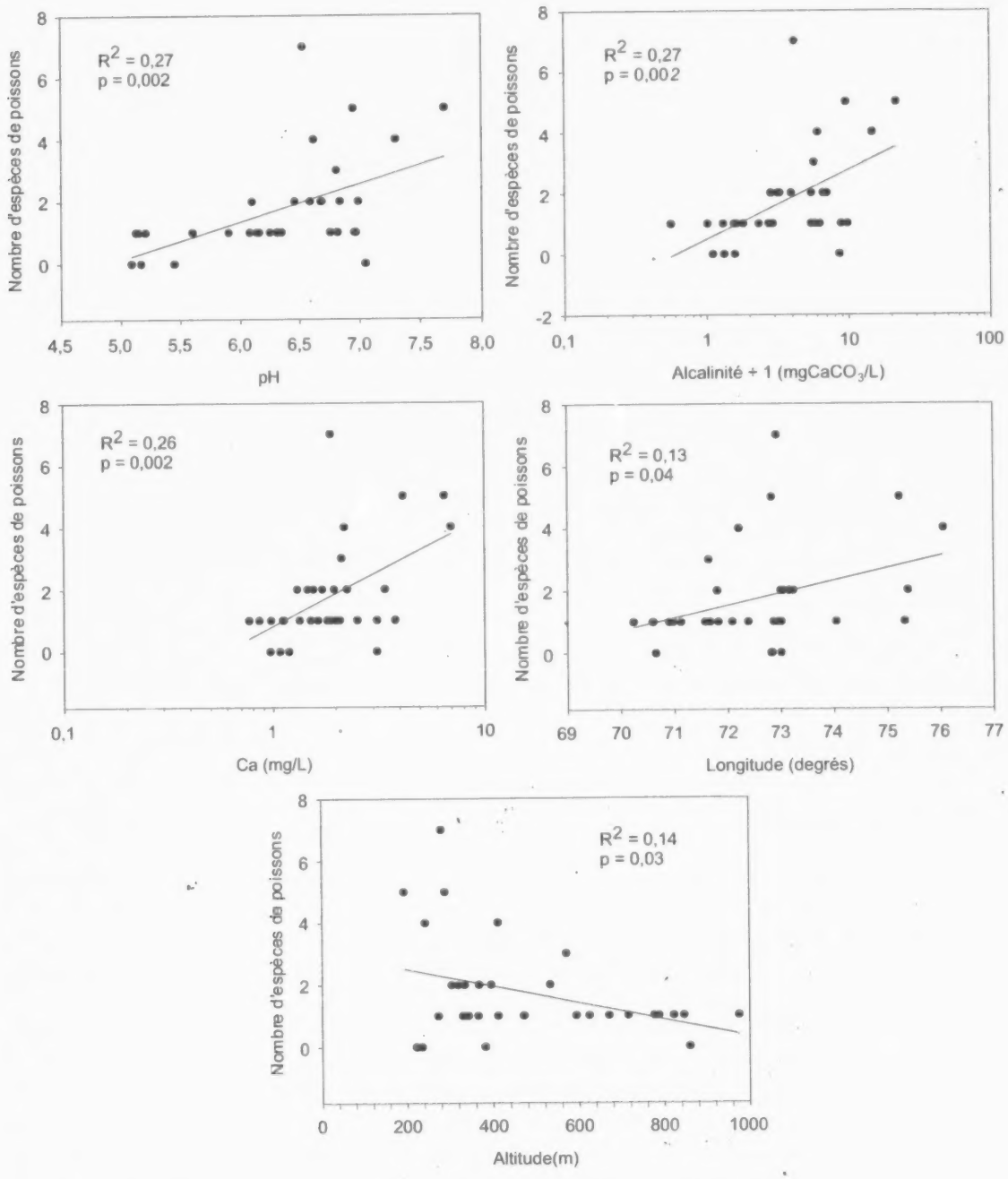


Figure 12. Effets de six paramètres physiques, chimiques et géographiques sur la richesse en espèces de poissons

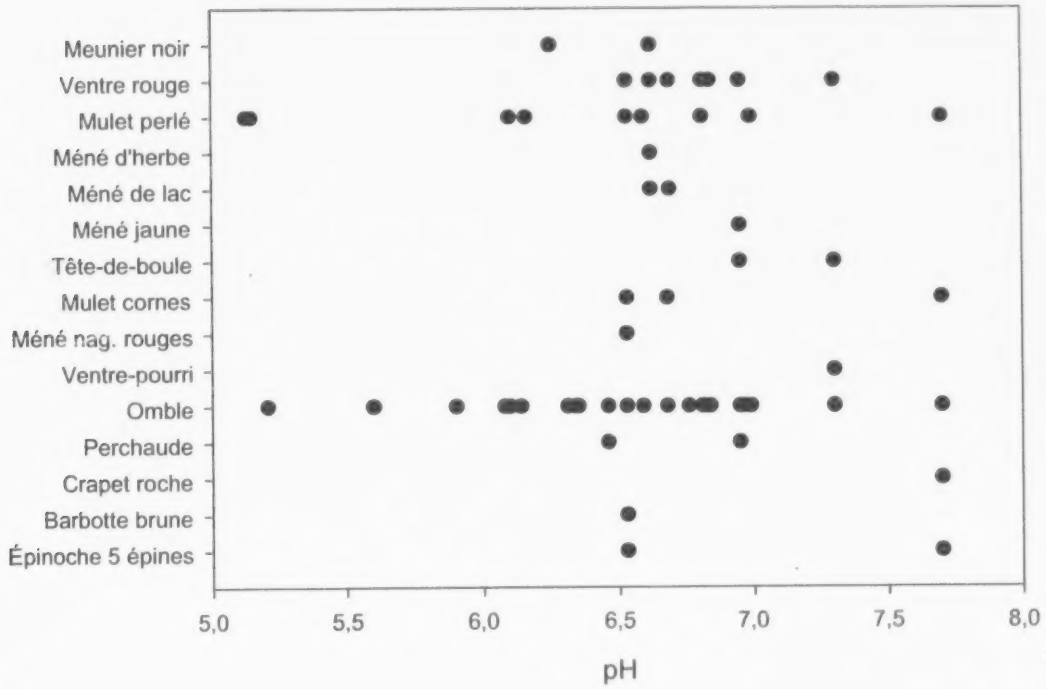


Figure 13. Distribution des espèces de poissons selon le pH dans les lacs visités

3.6.5 Effets sur les amphibiens

Le seul paramètre chimique ayant pu démontrer une relation significative avec la richesse en espèces d'amphibiens dans les plans d'eau est le SO_4 (Figure 14). Le nombre d'espèces observées/entendues/capturées augmente avec la concentration en SO_4. La même tendance est observée pour la longitude alors que l'altitude cause un effet inverse.

Contrairement à ce qui est obtenu pour les poissons, la distribution des espèces d'amphibiens ne semble pas être limitée par le pH (Figure 15). Deux espèces n'ont pas été notées à des pH inférieurs à 6, soient la Rainette versicolore et la Grenouille des marais, mais compte tenu de la distribution restreinte de ces espèces au Québec on ne peut statuer sur l'effet réel du pH sur leur absence dans la majorité des lacs suivis.

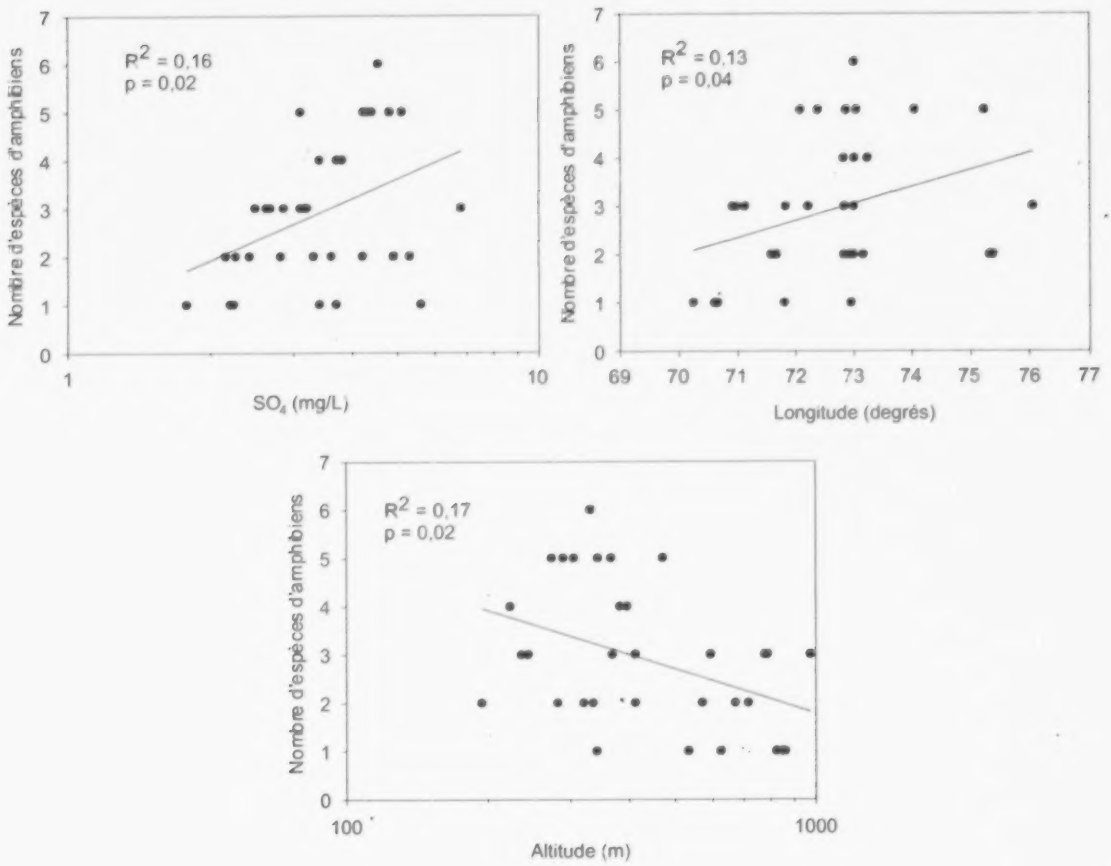


Figure 14. Effets de trois paramètres chimiques et géographiques sur la richesse en amphibiens

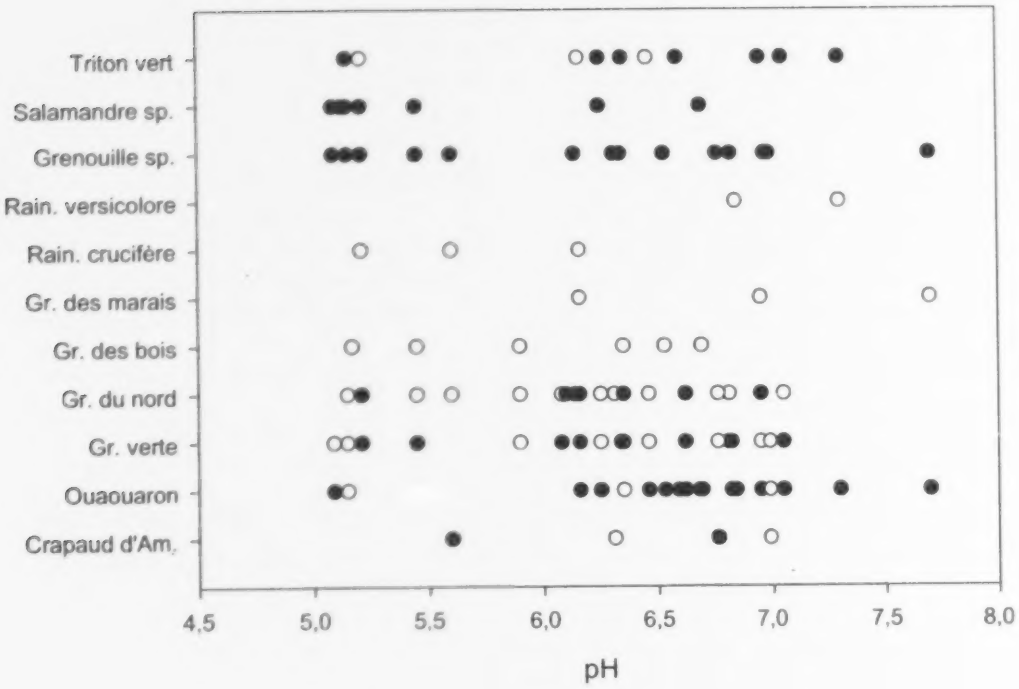


Figure 15. Distribution des espèces d'amphibiens selon le pH dans les lacs visités. Cercles noirs : espèces capturées, cercles blancs : espèces uniquement observées et/ou entendues

3.7 EFFETS DE LA PRÉSENCE DE POISSONS SUR LA MICROFAUNE AQUATIQUE

3.7.1 Zooplancton

Les résultats de l'étude ne démontrent pas d'effet significatif de la présence de poissons sur l'abondance du zooplancton. Cependant, une distribution différente de la biomasse est observée parmi les classes de taille. Malgré le faible nombre de lacs sans poisson, ce qui oblige à la prudence avec ces résultats, on remarque une biomasse significativement plus élevée de zooplancton des classes de taille 53, 100 et 200 µm dans les lacs poissonneux (test Welch Anova sur des échantillons de variances inégales, $p < 0,05$) (Figure 16).

La présence de poissons n'affecte cependant la répartition de la biomasse zooplanctonique (pourcentage de la biomasse totale) que pour la classe de taille 200 µm, qui s'avère significativement plus élevée en présence de ceux-ci (Figure 16). En absence de poissons, les organismes possédant une taille supérieure à 500 µm représentent 68% de la biomasse totale alors qu'en leur présence, cette proportion chute à 45% mais cette différence n'est pas significative.

3.7.2 Effets sur le benthos

La présence du poisson dans les plans d'eau semble avoir peu d'effet sur les invertébrés benthiques. Il n'y a pas de différence significative (test Welch-Anova sur échantillons de variances inégales, $p > 0,05$) entre les lacs avec ou sans poisson en ce qui concerne l'abondance d'organismes, la richesse en familles et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Figure 17).

L'impact du poisson sur les familles d'invertébrés benthiques est également peu important. Deux familles d'insectes affichent une hausse significative de leur proportion dans la communauté benthique en présence du poisson, les siphlonuridés (famille *Siphlonuridae*) et les leptocères (*Leptoceridae*) (Figure 18). Ces deux familles voient leur abondance relative multipliée par sept en présence du poisson. Aucune famille benthique n'affiche une baisse significative de son abondance relative en présence du poisson.

3.7.3 Effets sur le necton

La présence du poisson dans les lacs a des impacts importants sur les communautés nectoniques. Une diminution significative de 77% du nombre d'invertébrés est observée dans les plans d'eau poissonneux (test Welch-Anova sur échantillons de variances inégales, $p < 0,05$) (Figure 19). Le nombre de familles d'invertébrés affiche également une baisse significative de 35% dans ces lacs alors que l'indice de diversité de Shannon-Wiener subit une baisse non significative de 47% (Figure 19).

L'abondance relative des dytiques et des chaoboridés dans le necton est significativement réduite en présence du poisson (Figure 18). Des baisses respectives de 89% et 86% sont alors observées chez ces deux taxons. Les familles des hyallelidés, coenagrionidés (*Coenagrionidae*), et polycentropodidés profitent quant à elles de la présence du poisson et voient leurs abondances relatives être significativement plus élevées.

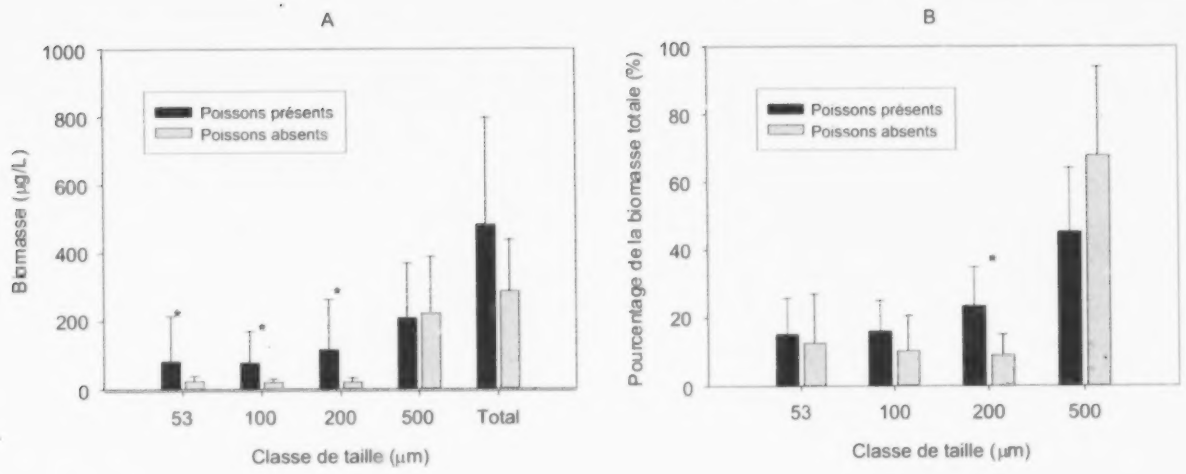


Figure 16. Effet de la présence de poissons sur la biomasse du zooplancton (A) et sa répartition (B) selon les classes de taille (les colonnes marquées d'un astérisque présentent une différence significative entre les deux types de lacs, test Welch-Anova sur échantillons de variances inégales, $p < 0,05$)

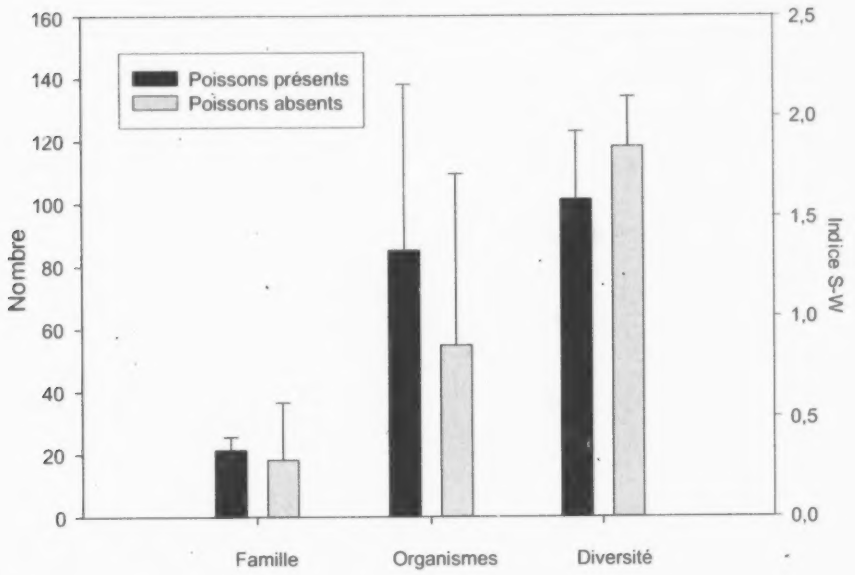


Figure 17. Comparaison du nombre d'organismes par échantillon, du nombre de familles par lac et de l'indice de diversité de Shannon-Wiener dans le benthos selon la présence ou l'absence de poissons

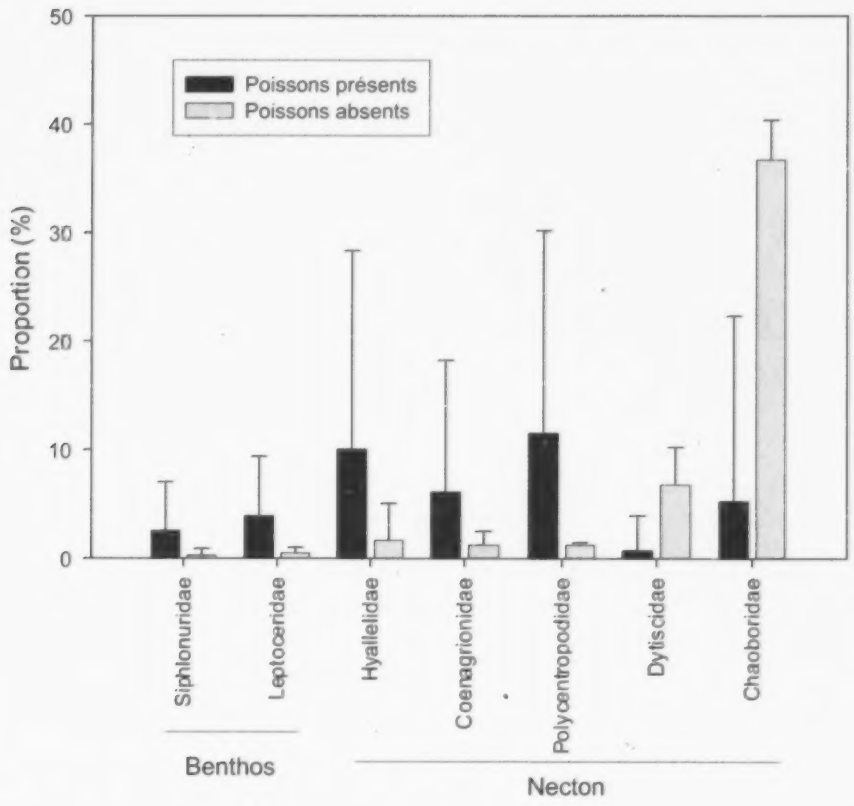


Figure 18. Effet de la présence de poissons sur les proportions qu'occupent deux familles dans le benthos et cinq familles dans le necton

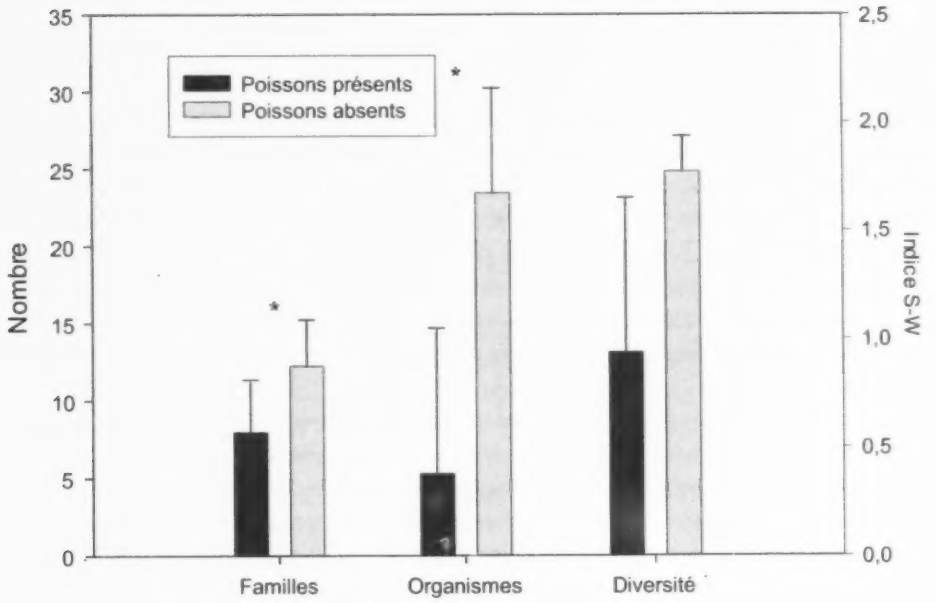


Figure 19. Comparaison du nombre d'organismes par échantillon, du nombre de familles par lac et de l'indice de diversité de Shannon-Wiener dans le necton selon la présence ou l'absence de poissons (les colonnes marquées d'un astérisque présentent une différence significative entre les deux types de lacs, test Welch-Anova sur échantillons de variances inégales, $p < 0,05$)

4 DISCUSSION

4.1 INFLUENCE DU pH ET DES AUTRES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

L'acidité de l'eau, exprimée sous la forme de son pH, est un paramètre chimique clé dans les milieux aquatiques. Ses influences directes sur la physiologie des organismes et indirectes, via de nombreux autres paramètres chimiques et biologiques, en font un important élément modulateur des communautés aquatiques. De nombreux travaux ont démontré les impacts du pH sur la survie et la reproduction des organismes (Schindler 1988, Schindler *et al.* 1989, Longcore *et al.* 1993) et ont mené à la détermination de limites de pH en dehors desquelles certaines espèces ne peuvent se reproduire adéquatement ou même survivre (Stephenson et Mackie 1986, Shaw et Mackie 1990, Doka *et al.* 1997, Holt *et al.* 2003, Weeber *et al.* 2005).

Cependant, la dynamique des milieux aquatiques naturels est d'une complexité telle qu'on ne peut traiter uniquement des effets du pH sur les différents taxons présents sans s'attarder sur les autres variables chimiques, physiques et biologiques en mesure de moduler à leur tour la structure des communautés. Certaines de ces variables montrent des corrélations significatives avec le pH (Tableau 4); d'autres, telles la présence du poisson, la situation géographique et la nature du micro habitat (substrat, plantes aquatiques) n'entretiennent pas de liens apparents avec l'acidité de l'eau mais sont toutefois en mesure d'agir significativement sur les communautés biologiques et ainsi modifier la lecture des effets du pH. L'influence de ces variables indépendantes du phénomène d'acidification doit donc être considérée afin de départager les effets réels des pluies acides sur le biote aquatique.

4.2 ZOOPLANCTON

Plusieurs travaux ont démontré la sensibilité des organismes zooplanctoniques aux précipitations acides. En utilisant des échantillons provenant de 47 lacs du centre de l'Ontario, Holt *et al.* (2003) ont observé qu'un pH de 6,0 marquait un point d'inflexion important dans la structure du zooplancton. Walseng et Schartau (2001) ont également établi que les crustacés planctoniques de la zone littorale pouvaient représenter d'excellents bioindicateurs du rétablissement chimique des lacs suite à une période d'acidification, alors que Snucins *et al.* (2001) et Frost *et al.* (2006) ont démontré un rétablissement de la diversité zooplanctonique après le rétablissement du pH. Enfin, Walseng *et al.* (2003) ont observé une corrélation positive entre le nombre d'espèces de microcrustacés littoraux et le pH; ces auteurs ont démontré que 41 taxons avaient un potentiel bioindicateur du niveau d'acidité.

Les résultats obtenus ici ne démontrent qu'une faible relation significative entre la biomasse de la classe de taille 100-200 µm et le pH. Cependant, la présence du poisson au sein des lacs semble avoir un effet plus important sur la structure de taille du zooplancton. La hausse de la biomasse des plus petites gammes de tailles en présence du poisson pourrait résulter de la prédation effectuée par ce dernier sur les plus grandes gammes de taille du zooplancton. La prédation exercée par les grands individus zooplanctoniques serait ainsi réduite. Ce phénomène a été observé par Rodriguez *et al.*

(1993) et Pope *et al.* (1989), et d'une façon particulièrement intense par Vinebrooke *et al.* (2001) lorsque des cyprinidés sont présents.

Cependant, Gagnon *et al.* (1990) ont noté que la présence d'Omble de fontaine affecte peu la structure du zooplancton. Les résultats obtenus ici ne vont pas dans le même sens. Douze lacs de l'étude sont uniquement colonisés par cette espèce; lorsque ces plans d'eau sont considérés comme un groupe distinct, les résultats diffèrent peu de ceux présentés à la Figure 16, excepté pour la classe de taille 53 µm qui n'est pas significativement modifiée. Incidemment, la répartition de la biomasse zooplanctonique demeure aussi la même lorsque seuls des cyprinidés sont présents.

Puisque nos résultats sont basés sur un seul échantillon prélevé au centre du lac et que le zooplancton des lacs visités en 2001 a été prélevé en septembre alors que pour les deux autres années l'échantillonnage a eu lieu environ deux mois plus tôt, on ne peut élaborer longuement sur les impacts des facteurs biotiques et abiotiques étudiés ici sur la composition des communautés zooplanctoniques observées. D'importants facteurs intrinsèques aux communautés zooplanctoniques qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude doivent être considérés afin d'avoir une lecture fiable de la situation. Il est connu que les communautés de zooplancton sont susceptibles de varier en concentration et en composition dans le temps comme dans l'espace au sein d'un même plan d'eau (Masson et Pinel-Alloul 1998, Pinel-Alloul et Pont 1991, Pinel-Alloul *et al.* 1988). De plus, la différence de profondeur entre les lacs et la modification du type de prélèvement qui en résulte sont des facteurs en mesure d'induire un biais dans l'évaluation des communautés de zooplancton. Dans l'éventualité où l'étude du zooplancton serait conservée pour le suivi biologique, une attention particulière devra être accordée aux facteurs naturels de variabilité de ce groupe d'organismes.

4.3 BENTHOS

La sensibilité au phénomène d'acidification de certains groupes d'invertébrés benthiques tels que les gastéropodes, bivalves, sangsues, éphémères et amphipodes est rapportée dans bon nombre de travaux (Schell et Kerekes 1989, Pope *et al.* 1989, Bendell et McNicol 1995a, 1995b, McNicol *et al.* 1995, Bradt 1996, Lonergan et Rasmussen 1996, Carbone *et al.* 1998, Snucins et Gunn 2003). Les résultats obtenus sur les 33 lacs de notre étude affichent une tendance semblable alors que le nombre de familles d'invertébrés dans le benthos est positivement relié au pH de même qu'à l'alcalinité, au Ca, et à la longitude (Figure 4). Ces corrélations significatives suggèrent que le processus global d'acidification des plans d'eau, associé entre autres à une diminution des concentrations en Ca et à une baisse de l'alcalinité (Jeffries *et al.* 2003), diminue le nombre de taxons dans le benthos.

La relation avec la longitude suppose qu'il existe, dans notre série de lacs, une augmentation significative de la richesse taxonomique benthique le long d'un gradient est-ouest. En dépit de l'absence d'une relation significative entre la longitude des lacs à l'étude et leur pH (Tableau 4), aucun lac situé à l'ouest du 73^{e} degré ne possède un pH inférieur à 6, ce qui pourrait expliquer en partie la relation entre la richesse taxonomique et la longitude. Également, il existe une corrélation significative inverse entre la longitude des lacs et leur latitude (Tableau 4) puisque les plans d'eau sont étalés sur un axe sud-ouest nord-est. Il en résulte que les lacs de l'ouest sont également situés plus au sud. Même si nous n'avons pas obtenu de relation significative entre la diversité et la

richesse en taxons dans le benthos et la latitude des lacs, il est reconnu, de façon globale, que la diversité faunique tend à la baisse dans les hautes latitudes (Hillebrand 2004).

Tout comme la richesse, l'abondance des invertébrés benthiques est positivement influencée par le pH, l'alcalinité, et la concentration en Ca (Figure 5). Le nombre d'organismes benthiques affiche également un accroissement avec la transparence de l'eau et une baisse avec l'augmentation des concentrations de COD. Les organismes benthiques semblent proliférer davantage dans les lacs possédant des eaux claires et de faibles concentrations en COD.

Les résultats de l'étude tendent à démontrer que l'impact du poisson sur ce groupe d'organismes est limité. Aucune différence significative n'est observée entre les lacs avec ou sans poisson en ce qui concerne l'abondance, la richesse ni même l'indice de diversité de Shannon-Wiemer (Figure 17). D'autres travaux ont su démontrer la sensibilité de certains groupes d'invertébrés benthiques, tels que les odonates, notonectes, diptères et mégaloptères à la prédation du poisson (Pope *et al.* 1989, Diehl 1992, DesGranges et Gagnon 1994, McNicol *et al.* 1995, Carbone *et al.* 1998). Vinebrooke *et al.* (2001) ont également observé un impact significativement négatif de l'introduction de cyprinidés sur la biomasse des invertébrés benthiques mais uniquement après que ceux-ci aient supprimé la biomasse des gros individus du zooplancton. Luecke (1990) rapporte que l'introduction de salmonidés dans un lac sans poisson n'affecte en rien la diversité et l'abondance des macroinvertébrés benthiques de la zone littorale en raison des nombreux abris qui caractérisent cette zone. Il a cependant observé une diminution de la taille moyenne des individus suite à l'introduction des poissons, de même qu'une baisse des densités d'organismes en zones profondes et pélagiques.

Il est rapporté qu'en l'absence de poissons piscivores, les cyprinidés s'alimentent principalement en invertébrés pélagiques alors qu'en présence d'un grand prédateur, leur diète se réoriente vers les invertébrés benthiques du littoral (Kidd *et al.* 1999). À un niveau local, la nature et la complexité du substrat sont en mesure d'influencer la diversité et l'abondance des organismes benthiques en offrant nourriture et abris. La présente étude ne se penche pas sur cet aspect, d'autres ont cependant rapporté des impacts importants sur la prédation effectuée sur le benthos selon la présence de plantes aquatiques (Diehl 1992, Hann 1995, Olson *et al.* 1999).

Malgré l'influence certaine de facteurs tels que la prédation par le poisson et la nature du substrat, les résultats de notre étude démontrent que l'acidité du milieu aquatique est un des principaux facteurs de stress en mesure d'affecter la richesse et l'abondance des invertébrés benthiques en milieu littoral. Cette sensibilité rend intéressante l'utilisation des communautés benthiques littorales comme bioindicateur des phénomènes d'acidification et de récupération des lacs.

4.4 NECTON

Les macroinvertébrés nectoniques sont une partie importante de la faune aquatique des marais et de la zone littorale des lacs, et dont l'abondance est particulièrement affectée par la présence du poisson (Bendell et McNicol 1987, 1995a, Pope *et al.* 1989, DesGranges et Gagnon 1994, Mallory *et al.* 1994, McNicol *et al.* 1995, Bradford *et al.* 1998). Les résultats de notre étude révèlent la même tendance, soit une diminution significative du nombre et de la richesse des invertébrés nectoniques dans les lacs poissonneux. Les individus de grande taille tels que les chaoboridés et dytiques sont les

plus affectés par la prédation du poisson, une situation également rapportée par Bradford *et al.* (1998).

L'abondance et la richesse en invertébrés nectoniques semblent également être étroitement associées à la transparence des eaux et à la productivité générale du milieu. L'accroissement des concentrations en COD, en PT et en NT, et la diminution de la transparence de l'eau ont des effets significativement positifs sur le nombre d'invertébrés nectoniques récoltés par échantillon ainsi que le nombre de familles de ces derniers (Figures 8 et 9). L'accroissement des concentrations en phosphore, azote et COD, et la diminution de la clarté de l'eau sont tous des paramètres liés à l'augmentation de la productivité des milieux aquatiques (Wetzel 2001). La présence accrue d'herbiers, caractéristique typique des milieux productifs, et la faible visibilité réduisant l'efficacité des prédateurs visuels pourraient permettre aux organismes nectoniques de proliférer dans ces lacs.

Nos résultats ne démontrent cependant pas d'impact du niveau d'acidification sur ce groupe d'organismes. Il est d'ailleurs rapporté que certains taxons d'invertébrés nectoniques tels que les corises, notonectes et coléoptères sont résistants à l'acidité (Wollmann 2000) et qu'à quelques exceptions près la distribution de ceux-ci n'est aucunement liée à l'acidité (Bradford *et al.* 1998). Cependant, Mallory *et al.* (1994) soutiennent qu'en l'absence de poissons, l'abondance de macroinvertébrés nectoniques croit avec le pH alors qu'aucun effet n'est observé en présence de ceux-ci. Étant donné le petit nombre de lacs sans poisson échantillonnés, nous ne sommes pas en mesure d'établir un tel lien ici. Par contre, en présence de poissons nous n'observons également aucun effet du pH sur le necton.

Les résultats de notre étude et le constat global de la littérature portent à croire que la communauté de macroinvertébrés nectoniques est beaucoup plus sensible à la prédation par le poisson qu'à l'acidité du milieu. Les paramètres liés à la productivité des lacs qui sont en mesure d'offrir une protection aux organismes nectoniques face aux prédateurs sont ceux qui affichent les meilleures corrélations avec l'abondance et la richesse taxonomique du necton.

4.5 POISSONS

Les effets négatifs des pluies acides sur les communautés de poissons ont été largement documentés dans la littérature (Haines 1981, Bendell et McNicol 1987, Minns *et al.* 1990, Tremblay et Richard 1993, Havas et Rosseland 1995, Andersson *et al.* 1995, Galina 1997, Mills *et al.* 2000, Magee *et al.* 2003). Il est entre autres reconnu que l'acidification des eaux intérieures a été la cause principale de la disparition de 75% des populations de saumon Atlantique (*Salmo salar*) au Canada entre 1970 et 2000 (WWF 2001). Dans le rapport national de 1997 sur les pluies acides, on rapportait une baisse de la diversité d'espèces de poissons d'eau douce en relation avec la diminution du pH dans l'est du Canada (Jeffries 1997). Une tendance semblable apparaît dans la présente étude. En plus de l'état d'acidification des plans d'eau, nos résultats suggèrent une influence notable des facteurs géographiques dans la détermination du nombre d'espèces de poissons présentes, un élément fort bien documenté à différentes échelles géographiques (Barbour et Brown 1974, Eadie et Keast 1984, Hinch *et al.* 1991, Mandrak 1995, Angermeier et Winston 1998, Schlosser et Kallemeyn 2000).

Nos résultats montrent une baisse de richesse liée à l'augmentation de l'altitude. Cette observation pourrait résulter d'un plus grand nombre de barrières physiques ayant limité l'accès à ces milieux lors de la colonisation post-glacière (Barbour et Brown 1974, Bailey et Smith 1981, Legendre et Legendre 1984, Hinch *et al.* 1991, Lacasse et Magnan 1994, Bradford *et al.* 1998). Legendre et Legendre (1984) et Mandrak (1995) ont mis en évidence les rôles primordiaux du climat et de la dispersion post-glacière sur la richesse en espèces de poissons au Québec et en Ontario. Ils ont observé un fort gradient de diminution de la richesse du sud vers le nord de même que du sud-ouest vers le nord-est. Les données de la présente étude montrent une diminution du nombre d'espèces de poissons de l'ouest vers l'est, une situation qui pourrait résulter de la distance séparant les plans d'eau des grands axes de colonisation qui étaient en fonction dans la région des Grands Lacs lors de la dernière période de glaciation (Bailey et Smith 1981), de même que de l'effet limitant du climat plus froid des lacs de l'est qui sont à la fois plus élevés en altitude et en latitude (Mandrak 1995). D'autres facteurs tels que les activités de drave, les introductions illicites d'espèces et les extinctions locales peuvent expliquer la présence ou l'absence d'espèces dans les plans d'eau québécois (Lacasse et Magnan 1984). Dans le Parc national de la Mauricie, l'introduction d'espèces par l'homme est un facteur important permettant d'expliquer en partie le nombre d'espèces de poissons présentes dans certains lacs (Michel Plante, comm. pers . Lacasse et Magnan 1994). De façon générale, la majorité des bassins versants du Québec méridional ont subis des interventions humaines qui ont modifié la faune piscicole naturelle (Lacasse et Magnan 1994). Ce constat demande une certaine prudence dans l'interprétation des impacts potentiels des dépôts acides sur le poisson.

4.6 AMPHIBIENS

La sensibilité des amphibiens à l'acidité des eaux est principalement associée aux stades embryonnaire et larvaire ainsi qu'au type de milieu fréquenté par ces organismes, qui sont principalement de petits étangs alimentés par les eaux de fonte typiquement acides (Freda 1986). Mis à part des expériences en conditions contrôlées, peu d'études ont jusqu'à maintenant insisté sur l'impact des pluies acides sur les populations d'amphibiens (Blancher 1991). L'inventaire de Glooschenko *et al.* (1992) dans la région de Sudbury (Ontario) a cependant permis de montrer des corrélations positives entre le pouvoir tampon des étangs de reproduction et la présence de Grenouille léopard (*Rana pipiens*), Grenouille verte et Rainette crucifère.

La sensibilité des amphibiens aux conditions acides n'a pu être établie dans nos résultats. Cependant, certains facteurs géographiques tels que l'altitude et la longitude semblent encore une fois jouer un rôle important dans la richesse en espèces des plans d'eau, les lacs de basse altitude de l'ouest démontrant une plus grande richesse en espèces. Nos résultats sont également peu concluants concernant l'impact du poisson sur ce groupe d'organismes. Des travaux ont pourtant rapporté des baisses importantes d'abondance en amphibiens suite à l'introduction du poisson dans des lacs jusque là non colonisés (Bradford *et al.* 1998, Pilliod et Peterson 2001, Baber et Babbitt 2003). Il faut cependant préciser que relativement aux invertébrés et aux poissons, peu d'efforts ont été investis dans ce groupe d'organismes pendant nos travaux de terrain.

4.7 SAUVAGINE

En raison de sa dépendance au milieu aquatique pour des fins d'alimentation, la sauvagine peut être sévèrement affectée par les changements écologiques provoqués par les pluies acides (DesGranges et Gagnon 1994, Bendell et McNicol 1995b). Les travaux de DesGranges et Gagnon (1994) de même que ceux de McNicol et Wayland (1992) ont mis en évidence l'influence primordiale des poissons sur l'abondance des invertébrés aquatiques et la disponibilité des ressources alimentaires pour la sauvagine. Lorsque l'acidité s'ajoute à la présence du poisson, les communautés d'invertébrés ne semblent pas suffire à l'alimentation des canards (DesGranges et Brodeur 1985). La compétition interspécifique entre le poisson et la sauvagine amène alors un changement important du régime alimentaire des jeunes Garrots à œil d'or, Canards noirs et Harles couronnés (*Lophodytes cucullatus*), ainsi qu'un ajustement des canetons en l'absence de certaines proies trop sensibles à l'acidité (DesGranges et Gagnon 1994, Bendell et McNicol 1995b).

DesGranges et Darveau (1985) ont démontré une utilisation différente des lacs par les espèces d'oiseaux aquatiques. Ainsi, le niveau d'acidité affectait la présence du Garrot à œil d'or qui fréquentait principalement les lacs acides, et le Canard noir qui tendait à les éviter. Le Fulligule à collier et le Harle couronné démontraient également une préférence pour les lacs acides. Ces auteurs ont également observé que la présence du Plongeon huard était principalement liée aux lacs de grande taille à faible altitude et avec poissons.

Le nombre de lacs échantillonnés dans ce projet est insuffisant pour effectuer une telle analyse. On note cependant que la présence de Plongeon huard est exclusivement reliée aux lacs poissonneux à une exception près, le lac Freddo. Une abondance d'écrevisse (*Cambarus bartonii*) a toutefois été détectée dans ce lac, les écrevisses étant une source d'alimentation connue chez les Plongeons huards adultes (Barr 1996). Nos données semblent indiquer une préférence du Grand Harle (*Mergus merganser*) pour les lacs à pH élevé puisqu'il est présent sur des plans d'eau dont le pH moyen est de 6,73. Quant au Garrot à œil d'or, six des huit lacs sur lesquels il a été aperçu abritent des populations de poissons et affichent un pH moyen de 6,19.

Les pluies acides ont également un autre effet indirect notable sur la sauvagine via la contamination par les métaux (Diamond 1989). L'acidification des eaux provoque une plus grande disponibilité des polluants métalliques dissous causant ainsi le transfert de plus grandes quantités de métaux tel que le mercure vers le haut de la chaîne alimentaire (Scheuhammer *et al.* 1997, Kovecses *et al.* 2005). Il est reconnu que la productivité du Plongeon huard est affectée par l'augmentation des concentrations de mercure causée par l'acidification des eaux (Scheuhammer et Blancher 1994, Alvo *et al.* 1988, Champoux *et al.* 2006).

4.8 BIOINDICATEURS ET SUIVI À LONG TERME

Les macroinvertébrés sont une composante importante de la diète d'un grand éventail d'espèces de poissons et de sauvagine (Diamond 1989, Lacasse et Magnan 1992, Harnois et al. 1992, McNicol et Wayland 1992, Bendell et McNicol 1995b). Plusieurs espèces de canards s'alimentent principalement de ce type d'organismes en période d'élevage des jeunes (DesGranges et Gagnon 1994, Bendell et McNicol 1995b). Leur importance dans la chaîne alimentaire des lacs est notable et les effets que peuvent avoir sur eux les pluies acides sont susceptibles d'avoir de sérieuses répercussions sur les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire et sur l'ensemble de la communauté aquatique.

Les organismes benthiques sont de plus en plus utilisés comme bioindicateurs de la qualité du milieu aquatique et leur utilisation dans le contexte des impacts des pluies acides a gagné en popularité au cours des deux dernières décennies (Richard 1988, Schell et Kerekes 1989, McNicol *et al.* 1995, Lonergan et Rasmussen 1996, Doka *et al.* 1997, 2003, Carbone *et al.* 1998, Sandin et Johnson 2000, Fjellheim et Raddum 2001, Raddum et Fjellheim 2003). Nos inventaires effectués sur un gradient étendu de pH permettent d'identifier un certain nombre de taxons sensibles à l'acidification et possédant un potentiel bioindicateur.

La sensibilité apparente des différents taxons au phénomène d'acidification peut cependant résulter des interrelations existant entre le pH et d'autres facteurs physico-chimiques ou biologiques (Lonergan et Rasmussen 1996). Les analyses en composantes principales effectuées ici permettent de discriminer les influences des autres paramètres sur les taxons et ainsi identifier les familles d'invertébrés dont l'abondance relative est réellement influencée par le niveau d'acidité. En tenant compte de l'influence des autres facteurs sur l'abondance relative des groupes taxonomiques capturés dans le benthos, les éphémerellidés, libellulidés, hyallellidés et ancylidés sont les familles démontrant les réponses positives les plus corrélées à l'élévation du pH. Lonergan et Rasmussen (1996) de même que Stephenson et Mackie (1986) ont reconnu un rôle important de bioindicateur du pH pour les hyallelidés, plus précisément pour l'espèce *Hyallela azteca*. McNicol *et al.* (1995) ont également noté une faible présence de cet amphipode en milieu acide; il en est de même pour *Ferrissia parallela*, un gastéropode de la famille des ancylidés. De façon générale, l'ensemble des gastéropodes apparaissent sensibles à l'acidification (Shaw et Mackie 1990, Bendell et McNicol 1995a, Schell et Kerekes 1989) alors que Lonergan et Rasmussen (1996) associent plutôt la baisse de leur abondance relative à des chutes en ions essentiels (incluant le calcium) accompagnant les baisses de pH. Les éphémerellidés semblent également un groupe sensible aux faibles pH (Carbone *et al.* 1998), ce n'est cependant pas le cas pour les libellulidés, d'autres travaux ont plutôt observé une bonne tolérance à l'acidité chez quelques espèces de cette famille (McNicol *et al.* 1995, Carbone *et al.* 1998).

Les dytiques, limnéphilidés, glossiphoniidés (*Glossiphoniidae*), brûlots et tabanidés (*Tabanidae*) sont quant à elles les familles benthiques les plus intimement associées aux faibles conditions de pH. Les glossiphoniidés et l'ensemble des sangsues n'apparaissent pas comme de bons indicateurs de l'acidification, étant présents tant dans les lacs neutres qu'acides de notre réseau. Schalk *et al.* (2001) ont d'ailleurs observé que le rétablissement du pH des lacs du centre de l'Ontario n'avait pas eu d'impacts positifs sur les populations de sangsues. De façon générale, l'ordre des diptères est reconnu pour son abondance en milieu acide, les cératopogonidés et les tabanidés sont donc des

habitués des faibles conditions de pH (Carbone *et al.* 1998), tout comme le sont la plupart des trichoptères (Schell et Kerekes 1989, Lonergan et Rasmussen 1996). Les dytiques et autres coléoptères sont généralement reconnus pour être tolérants à l'acidité (Bendell et McNicol 1987, Schell et Kerekes 1989). Quoique la présence de poissons puisse être un élément déterminant dans leur abondance (Bendell et McNicol 1987, Bradford *et al.* 1998), nos résultats ne démontrent pas d'effet concluant du poisson sur l'abondance relative de ce groupe taxonomique dans le benthos.

Également reconnus pour leur résistance aux faibles valeurs de pH (Bendell 1986, Bendell et McNicol 1987, McNicol *et al.* 1995, Carbone *et al.* 1998), les chaoboridés, notonectes et corises semblent plutôt profiter des fortes concentrations en COD et en PT, deux paramètres significativement reliés à la transparence de l'eau. Des conditions de faible visibilité pourraient permettre à ces gros invertébrés de survivre plus aisément à la prédation du poisson, un facteur observé dans d'autres travaux (Bendell 1986, Bendell et McNicol 1987, Bradford *et al.* 1998). D'ailleurs, l'impact du poisson sur les familles benthiques est peu important. Les siphlonuridés et les leptoceridés montrent même une réaction positive à la présence de poissons (Figure 18). Aucune famille benthique n'affiche de baisse significative en présence de poissons, suggérant ainsi le bon potentiel des taxons identifiés plus haut à titre de bioindicateurs du rétablissement des lacs face à l'acidification. Le nombre restreint (quatre) de lacs sans poisson de notre étude nous oblige cependant à être prudent dans cette affirmation, l'ajout de quelques plans d'eau sans poisson serait à considérer afin de consolider nos conclusions à ce sujet.

Compte tenu de l'orientation presque parfaitement inverse du vecteur pH avec ceux du COD et PT, il est difficile d'attribuer la variabilité des abondances relatives dans le necton à un de ces trois éléments. Tel que discuté plus tôt, les dytiques, chaoboridés, notonectes et corises sont tolérants à l'acidité. La présence de conditions de faible visibilité pourrait s'avérer comme un élément supplémentaire favorisant la présence de ces familles dans le necton. De façon générale, l'abondance et la richesse du necton ont démontré une meilleure corrélation avec le COD et le PT qu'avec le pH.

Tout comme pour l'ensemble de la communauté nectonique, la présence de poissons se fait ressentir de façon significative chez quelques familles. La présence de poissons semble bénéfique aux hyallelidés, coenagrionidés et polycentropodidés alors qu'elle provoque une baisse des dytiques et des chaoboridés (Figure 18). L'influence du poisson sur les gros organismes nectoniques a été largement observée ailleurs (Bendell 1986, Bendell et McNicol 1987, Bradford *et al.* 1998) et doit être prise en compte afin de déterminer l'impact réel des conditions d'acidité. Pour cette raison, le potentiel bioindicateur du necton dans le cadre d'un suivi à long terme du processus de rétablissement de l'acidité des lacs semble moins intéressant.

Les résultats obtenus dans cette étude tendent donc à orienter le suivi biologique temporel des lacs sur le groupe des invertébrés benthiques. Ces organismes sont abondants, diversifiés et semblent démontrer une plus grande sensibilité que les autres groupes d'organismes au phénomène d'acidification des eaux. L'abondance, la richesse et quelques familles benthiques identifiées plus haut pourraient devenir la base du réseau de suivi biologique permettant d'établir une lecture plus complète des réactions des lacs du sud du Québec aux baisses d'émissions acidifiantes.

5 CONCLUSION

Bien que de nombreux efforts aient été investis dans la lutte aux pluies acides au cours des 20 dernières années, le phénomène d'acidification des milieux aquatiques est encore une problématique environnementale majeure dans l'est du Canada. Les impacts sur la faune aquatique sont diversifiés et en mesure d'affecter tous les maillons de la chaîne alimentaire. L'acidification peut affecter directement les organismes aquatiques en modifiant leur équilibre ionique ou en affectant le succès de reproduction. Elle peut également agir indirectement sur les organismes en augmentant la disponibilité de certains contaminants ou encore en affectant l'abondance et la diversité d'espèces compétitrices, prédatrices ou proies.

Nos résultats ont démontré que le zooplancton des lacs échantillonnés n'était que peu influencé par le pH alors que seule la biomasse de classe 100 µm est affectée par le niveau d'acidité. Les conditions d'acidité ont également peu d'effets négatifs sur les organismes nectoniques. Les invertébrés benthiques se sont avérés le groupe le plus sensible à l'acidité du milieu. L'augmentation du pH et des paramètres qui lui sont associés occasionnait une hausse de diversité et d'abondance au sein de ce groupe. Les analyses en composantes principales sur les abondances relatives des taxons identifient quatre familles particulièrement sensibles à l'acidité, soient les éphémerellidés, libellulidés, hyallellidés et ancylidés. Ces organismes apparaissent comme des bioindicateurs potentiels du niveau d'acidité dans les lacs du sud du Québec.

D'autres facteurs chimiques, physiques, biologiques et même géographiques influencent de façon significative la composition des communautés aquatiques et sont en mesure de nuancer les impacts potentiels des dépôts acides. La présence de poissons s'avère un élément déterminant pour certains groupes d'organismes. En tant que principal prédateur du milieu aquatique, il exerce une influence significative sur la biomasse de trois classes de taille de zooplancton (50, 100 et 200 µm) et occasionne une baisse significative d'abondance et de richesse taxonomique dans le necton. Le poisson semble cependant n'avoir que peu d'impact sur le benthos. L'abondance et la rishesse du necton sont également fortement influencées par les conditions de visibilité et la concentration en phosphore et en azote. Enfin, la situation géographique des lacs et l'histoire de colonisation postglaciaire sont des facteurs importants ayant établi les bases des communautés aquatiques. Les invertébrés benthiques, les poissons de même que les amphibiens montrent tous une augmentation de diversité dans l'axe est-ouest. Ainsi, l'état d'acidification des lacs ne peut expliquer qu'une partie de la variabilité biologique observée au niveau spatial. Un suivi temporel des variations des communautés est donc nécessaire afin de bien évaluer l'impact réel du stress causé aux écosystèmes par les dépôts acides.

Il est souhaitable que ces travaux ne soient que la première phase d'un suivi temporel de la faune aquatique. Plusieurs aspects du processus de récupération des écosystèmes demeurent toujours méconnus et, à ce titre, un réseau temporel et spatial de suivi biologique viendrait combler un important vide dans l'étude globale des habitats affectés par les précipitations acides au Québec. Un suivi plus fréquent pourrait être établi sur un ou plusieurs plans d'eau avec des visites annuelles ou même mensuelles. Par contre, certaines méthodes d'échantillonnage telles que les pièges entonnoirs et le zooplancton pourraient être exclues des échantillonnages futurs en raison d'un manque de sensibilité des organismes visés ou d'une trop grande variabilité des communautés

pendant la période estivale, rendant difficile l'interprétation des résultats en fonction des conditions chimiques.

Alors que des sommes importantes sont investies annuellement pour réduire à la source le stress imposé aux écosystèmes, il est essentiel de se doter des outils de suivi nécessaires qui permettront d'évaluer de façon plus complète les retombées des plans de réduction d'émissions acides. Le programme de suivi biologique proposé dans ces travaux pourrait s'avérer un bon complément au suivi physico-chimique déjà en cours dans les lacs du sud-ouest du Québec.

BIBLIOGRAPHIE

Alvo, R., D.J.T. Hussell et M. Berrill. 1988. The breeding success of Common Loon (*Gavia immer*) in relation to alkalinity and other lake characteristics in Ontario. Can. J. Zool. 66: 746-752.

Andersson, P., H. Borg et P. Karrhage. 1995. Mercury in fish muscle in acidified and limed lakes. Wat. Air Soil Pollut. 80: 889-892.

Angermeier, P.L. et M.R. Winston. 1998. Local vs. Regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. Ecology, 79: 911-927.

Baber, M.J. et K.J. Babbitt. 2003. The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. Oecologia, 136: 289-295.

Bailey, R.M. et G.R. Smith. 1981. Origin and geography of the fish fauna of the Laurentian Great Lakes basin. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1539-1561.

Balcer, M.D., N.L. Korda et S.I. Dodson. 1984. Zooplankton of the Great Lakes. A guide to the identification and ecology of the common crustacean species. The University of Wisconsin Press. 174 p.

Barbour, C.D. et J.H. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. The American Naturalist, 108: 473-489.

Barr, J.F. 1996. Aspects of Common Loon (*Gavia immer*) feeding biology on its breeding ground. Hydrobiologia, 321: 119-144.

Bendell, B.E. 1986. The effects of fish and pH on the distribution and abundance of backswimmers (*Hemiptera: Notonectidae*). Can. J. Zool. 64: 2696-2699.

Bendell, B.E. et D.K. McNicol. 1987. Estimation of nektonic insect populations. Freshwater Biology, 18: 105-108.

Bendell, B.E. et D.K. McNicol. 1995a. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. Hydrobiologia, 302: 133-145.

Bendell, B.E. et D.K. McNicol. 1995b. The diet of insectivorous ducklings and the acidification of small Ontario lakes. Can. J. Zool. 73: 2044-2051.

Bernatchez, L. et M. Giroux. 2000. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada. Broquet, 350 p.

Blancher, P.J. 1991. Acidification: Implications for wildlife. Transactions of the 56th North American Wildlife and Natural Ressources Conference, 195-204.

Bobée, B., M. Lachance, J. Haemmerli, A. Tessier, J.Y. Charrette et J. Kramer. 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, 48 p.

Borkent, A. 1979. Systematics and bionomics of the species of the subgenus *Schadonophasma Dyar* and *Shannon* (*Chaoborus, Chaoboridae, Diptera*). Quaest. Ent. 15 : 122-255.

Bouchard, A. 1995. Changements dans le niveau d'acidité des lacs du sud du Québec de 1985 à 1994. Environnement Canada : région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport scientifique et technique ST-32, 64 p.

Bouchard, A. 1996. Portrait temporel et spatial du niveau d'acidité des eaux de surface du Québec méridional de 1985 à 1995. Environnement Canada : région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport scientifique et technique ST-59, 77 p.

Bouchard, A. et J. Haemmerli. 1990. Étude des tendances dans les séries chronologiques de la qualité de l'eau des lacs du réseau TADPA-Québec. Environnement Canada : région du Québec, Centre Saint-Laurent, 86 p.

Bradford, D.F., S.D. Cooper, T.M. Jenkins, Jr. K. Kratz, O. Sarnelle et A.D. Brown. 1998. Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2478-2491.

Bradt, P.T. 1996. Limestone to mitigate lake acidification: macrozoobenthos response in treated and reference lakes. Hydrobiologia, 317: 115-126.

Carbone, J., W. Keller et R.W. Griffiths. 1998. Effects of changes in acidity on aquatic insects in rocky littoral habitats of lakes near Sudbury, Ontario. Restoration Ecology, 6: 376-389.

Champoux, L., D. Masse, D. Evers, O. Lane, M. Plante et S. Timmermans. 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects on common loons (*Gavia immer*) in Québec. Hydrobiologia, sous presse.

Cook, E.F. 1981. Chapitre 24: Chaoboridae, pp. 335-340. Dans J.F. McAlpine, B.V. Peterson, G. Shewell, H.J. Teskey, J.R. Vockeroth et D.M. Wood. Manual of Nearctic Diptera, Vol. 1 Res. Branch, Agric. Can. Monograph 27. Ottawa. 674 p.

Couture, S. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, communication personnelle.

Darveau, M., B. Houde et J.-L. DesGranges. 1989. Phytoécologie de l'habitat des oiseaux lacustres du Québec. Service canadien de la faune, Publication hors-série No. 67: 45-69.

DeMelo, R. et P.D.N. Hébert. 1994. Allozomic variation and species-diversity in North-American Bosmidae. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 873-880.

DesGranges, J.-L. 1985. L'acidité des lacs et les canards : Première étape. Rapport technique préparé dans le cadre du programme « Environnement 2000 » par Canards Illimités et le Service canadien de la faune. xii + 152 p.

DesGranges, J.-L. et M. Darveau. 1985. Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. Holarctic Ecology, 8: 191-190.

DesGranges, J.-L. et C. Gagnon. 1994. Duckling response to changes in the trophic web of acidified lakes. Hydrobiologia, 279/280: 207-221.

DesGranges, J.-L. et J. Brodeur. 1985. Effets de l'acidité des lacs et de la compétition avec les poissons sur l'alimentation et la croissance de deux espèces de canetons du Bouclier laurentien : Première étape. Pages III-1 à III-41 dans DesGranges, J.-L. 1985. L'acidité des lacs et les canards : Première étape. Rapport technique préparé dans le cadre du programme « Environnement 2000 » par Canards Illimités et le Service canadien de la faune.

DesGranges, J.-L. et M.L. Hunter Jr. 1987. Duckling response to lake acidification. Transactions of the 52nd North American Wildlife and Natural Ressources Conference, 636-644.

DesGranges, J.-L. et B. Houde. 1989. Influence de l'acidité et d'autres paramètres environnementaux sur la distribution des oiseaux lacustres au Québec. Service canadien de la faune, Publication hors-série No. 67 : 7-44.

Diamond, A.W. 1989. Impacts of acid rain on aquatic birds. Environ. Monit. Assess. 12: 245-254.

Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. Ecology, 73: 1646-1661.

Dodson, S.I. et D.G. Frey. 2001. Cladocera and other Branchiopoda. Pages 849-913 dans Thorp J.H. et A.P. Covich. 2001. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. 2nd Edition. Edited by J.H. Thorp et A.P. Covich, Academic Press, 1056 p.

Doka, S.E., M.L. Mallory, D.K. McNicol et C.K. Minns. 1997. Species richness and species occurance of five taxonomic groups in relation to pH and other lake characteristics in southeastern Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2179, 62 p.

Doka, S.E., D.K. McNicol, M.L. Mallory, I. Wong, C.K. Minns et N.D. Yan. 2003. Assessing potential recovery of biotic richness and indicator species due to changes in acidic deposition and lake pH in five areas of southeastern Canada. Environ. Monit. Assess. 88: 53-101.

Dulude, Y. 1992. Les éphémères du pêcheur québécois. Les Éditions de l'Homme, 402 p.

Eadie, J.M. et A. Keast. 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. Can. J. Zool. 62: 1689-1695.

Edmondson, W.T. 1959. Freshwater Biology. 2e édition. John Wiley and Sons, 1248 p.

Edmunds, G.F., S.L. Jensen et L. Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press, Minneapolis.

Fjellheim, A. et G.G. Raddum. 2001. Acidification and liming of river Vikedal, Western Norway. A 20 year study of responses in the benthic invertebrate fauna. Wat. Air Soil Pollut. 130: 1379-1384.

Freda, J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians : A review. Wat. Air Soil Pollut. 30: 439-450.

Frost, T.M., J.M. Fischer, J.L. Klug, S.E Arnott et P.K. Montz. 2006. Trajectories of zooplankton recovery in the Little Rock Lake whole-lake acidification experiment. Ecol. Appl. 16: 353-367.

Gagnon, C., J.L. DesGranges et J. Rodrigue. 1990. Influence de l'omble de fontaine sur le zooplancton et les insectes aquatiques de deux lacs laurentidiens. Rapport technique no. 98. Service canadien de la faune, région du Québec. xi + 32 pp + annexes.

Galina, M.S. 1997. The difference in brown trout (*Salmo trutta L.*) blood composition from acidic and limed sites of two rivers in western Norway. Wat. Air Soil Pollut. 96: 203-210.

Gilbert, G., R.G. Hélie, J.M. Mondoux et L.K. Li. 1985. Sensibilité de l'écosystème aux précipitations acides au Québec. Environnement Canada, Direction générale des terres, Série de la classification écologique du territoire, no. 20, 96 p.

Glooschenko, V., W.F. Weller, P.G.R. Smith, R. Alvo et J.H.G. Archbold. 1992. Amphibian distribution with respect to pond water chemistry near Sudbury, Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(suppl. 1) : 114-121.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 669-707.

Hann, B.J. 1995. Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. UFS (Delta Marsh) Annual Report, 30: 78-84.

Harnois, É., R. Couture et P. Magnan. 1992. Variation saisonnière dans la répartition des ressources alimentaires entre cinq espèces de poissons en fonction de la disponibilité des proies. Revue canadienne de zoologie, 70: 796-803.

Havas, M. et B.O. Rosseland. 1995. Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: an overview. Wat. Air Soil Pollut. 85: 51-62.

Hillebrand, H. 2004. On the generality of the latitudinal diversity gradient. American Naturalist, 163: 192-211.

Hinch, S.G., N.C. Collins et H.H. Harvey. 1991. Relative abundance of littoral zone fishes : biotic interactions, abiotic factors, and postglacial colonization. Ecology, 72: 1314-1324.

Holt, C.A., N.D. Yan et K.M. Somers. 2003. pH 6 as the treshold to use in critical load modeling for zooplankton community change with acidification in lakes of south-central Ontario: accounting for morphometry and geography. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 151-158.

Houle, D., C. Gagnon, S. Couture et A. Kemp. 2004, Recent recovery of lake water quality in southern Québec following reductions in sulfur emissions. Wat. Air Soil Pollut. : Focus 4, 247-261.

Houle, D. 2005. Chapitre 5: Effets sur les forêts et les sols des bassins versants. Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, 440 p.

Jeffries, D.S. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment : The effects on Canada's lakes, rivers and wetlands. National Water Research Institute, Environment Canada, 220 p.

Jeffries, D.S., T.A. Clair, S. Couture, P.J. Dillon, J. Dupont, W. Keller, D.K. McNicol, M.A. Turner, R. Vet et R. Weeber. 2003. Assessing the recovery of lakes in Southeastern Canada from the effects of acid deposition. Ambio, 32: 176-182.

Jeffries, D.S. et R. Ouimet. 2005. Chapitre 8: Les charges critiques sont-elles dépassées ? Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, 440 p.

Jeffries, D.S., D.K. McNicol et R.C. Weeber. 2005. Chapitre 6: Les effets sur la chimie et la biologie aquatique. Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, 440 p.

Kidd, K.A., M.J. Paterson, R.H. Hesslein, D.C.G. Muir et R.E. Hecky. 1999. Effects of northern pike (*Esox lucius*) additions on pollutant accumulation and food web structure, as determined by $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$, in a eutrophic and an oligotrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 2193-2202.

Klemm, D.J. 1982. Leeches (*Annelida : Hirudinea*) of North America. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. Rep. No. EPA-600/3-82-025.

Kovecses, J., G.D. Sherwood et J.B. Rasmussen. 2005. Impacts of altered benthic invertebrate communities on the feeding ecology of yellow perch (*Perca flavescens*) in metal-contaminated lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 153-162.

Lacasse, S. et P. Magnan. 1992. Biotic and abiotic determinants of the diet of Brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian Shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1001-1009.

Lacasse, S. et P. Magnan. 1994. Distribution post-glaciaire de l'omble de fontaine dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent : impact des interventions humaines. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 83 p.

Legendre, P. et V. Legendre. 1984. Postglacial dispersal of freshwater fishes in the Quebec peninsula. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1781-1802.

Legendre, V. 1960. Les poissons d'eau douce. Tome II. Clef des cyprinidés du Québec. Le jeune Naturaliste, 9-10: 178-212.

Likens, G.E., T.J. Butler et D.C. Buso. 2001. Long- and short-term changes in sulfate deposition: Effects of the 1990 Clean Air Act Amendments. Biogeochemistry, 52: 1-11.

Lonergan, S.P. et J.B. Rasmussen. 1996. A multi-taxonomic indicator of acidification : isolating the effects of pH from other water-chemistry variables. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1778-1787.

Longcore, J.R., H. Boyd, R.T. Brooks, G.M. Haramis, D.K. McNicol, J.R. Newman, K.A. Smith et F. Sterns. 1993. Acidic depositions, effects on wildlife and habitats. Wildl. Soc. Tech. Rev. 93-1. 42 p.

Luecke, C. 1990. Changes in abundance and distribution of benthic macroinvertebrates after introduction of Cutthroat trout into a previously fishless lake. Tans. Am. Fish. Soc. 119: 1010-1021.

Magee, J.A., M. Obedzinski, S.D. McCormick et J.F. Kocik. 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 214-221

Mallory, M,L., P.J. Blancher, P.J. Weatherhead et D.K. McNicol. 1994. Presence or absence of fish as a cue to macroinvertebrate abundance in boreal wetlands. Hydrobiologia, 279/280: 345-351.

Mandrak, N.E. 1995. Biogeographic patterns of fish species richness in Ontario lakes in relation to historical and environmental factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1462-1474.

Masson, S. et B. Pinel-Alloul. 1998. Spatial distribution of zooplankton biomass size fractions in a bog lake : abiotic and (or) biotic regulation ? Can. J. Zool. 76: 805-823.

Masson, S. B. Pinel-Alloul, P. East et P. Magnan. 2001. Annexe au programme de surveillance des écosystèmes aquatiques du parc national de la Mauricie. Groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique pour Parcs Canada, Service de conservation des écosystèmes, Québec. 212 p.

McCafferty, W.P. 1981. The fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Science Books International, Boston, 448 p.

McNicol, D.K., J.J. Kerekes, M.L. Mallory, R.K. Ross et A.M. Scheuhammer. 1995. The Canadian Wildlife Service LRTAP Biomonitoring Program, Part 1. A Strategy to Monitor the Biological Recovery of Aquatic Ecosystems in Eastern Canada from the Effects of Acid Rain. Technical Report Series No. 245, Canadian Wildlife Service, 28p.

McNicol, D.K. et M. Wayland. 1992. Distribution of waterfowl broods in Sudbury area lakes in relation to fish, macroinvertebrates, and water chemistry. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(suppl.1): 122-133.

Merritt, R.W. et K.W. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3e édition. Kendall Hunt, 862 p.

Mills, K.H., S.M. Chalanchuk et D.J. Allan. 2000. Recovery of fish populations in Lake 223 from experimental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 192-204.

Minns, C.K., J.E. Moore, D.W. Schindler et M.L. Jones. 1990. Assessing the potential extent of damage to inland lakes in Eastern Canada due to acidic deposition. III. Predicted impacts on species richness in seven groups of aquatic biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 821-830

Niemi, D. 2005. Chapitre 2: Les émissions polluantes reliées aux dépôts acides de l'Amérique du Nord. Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, 440 p.

Olson, E.J., E.S. Engstrom, M.R. Doeringsfeld et R. Beliig. 1999. The abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in Swan Lake, Nicollet County, MN. Minnesota Department of Natural Resources, 18 p.

Peckarsky, B.L., P.R. Fraissinet, M.A. Penton et D.J. Conklin Jr. 1990. Freshwater macroninvertebrates of Northeastern North America. Cornell University Press, 442 p.

Pennak, R.W. 1953. Freshwater invertebrates of the United States. The Ronald Press Company. New York. 769 p.

Pilliod, D.S. et C.R. Peterson. 2001. Local and landscape effects of introduced trout on amphibians in historically fishless watersheds. Ecosystems, 4: 322-333.

Pinel-Alloul, B., J.A. Downing, M. Pérusse et G. Codin-Blumer. 1988. Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton : variation with body size, depth, and scale. Ecology, 69: 1393-1400.

Pinel-Alloul, B. et D. Pont. 1991. Spatial distribution patterns in freshwater macrozooplankton : variation with scale. Can. J. Zool. 69: 1557-1570.

Plante, M. Parc national de la Mauricie. Communication personnelle.

Pope, G., M.-C. Tarissants, J.J. Frenette, G. Verreault et J.-L. DesGranges. 1989. Effets des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure et les relations trophiques des communautés planctoniques et benthiques : revue des hypothèses. Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1687 : viii + 59 p.

Raddum, G.G. et A. Fjellheim. 2003. Liming of River Audna, Southern Norway: A large-scale experiment of benthic invertebrate recovery. Ambio, 32: 230-234.

Richard, Y. 1988. Effets de l'acidité sur les organismes benthiques des lacs et émissaires de la ZEC des Martres, Charlevoix, Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, 92 p.

Rodriguez, M.A., P. Magnan et S. Lacasse. 1993. Fish species composition and lake abiotic variables in relation to the abundance and size structure of cladoceran zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 638-647.

Saether, O.A. 1970. Nearctic Palaearctic *Chaoborus* (*Diptera : Chaoboridae*). Bulletin 174, Fisheries Research Board of Canada. 57 p.

Sandin, L. et R.K. Johnson. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. Hydrobiologia, 422/423: 233-243.

SAS Institute Inc. 2002-2003. SAS 9.1. Cary, NC, USA.

Schalk, G., D.K. McNicol et M.L. Mallory. 2001. Leeches in acidified lakes of Central Ontario, Canada: Status and trands. Ecoscience, 8: 421-429.

Schell, V.A. et J.J. Kerekes. 1989. Distribution, abundance and biomass of benthic macroinvertebrates relative to pH and nutrients in eight lakes of Nova Scotia, Canada. Wat. Air Soil Pollut. 46: 359-374.

Scheuhammer, A.M. et P.J. Blancher. 1994. Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. Hydrobiologia, 279/280: 445-455.

Scheuhammer, A.M., D.K. McNicol, M.L. Mallory et J.J. Kerekes. 1997. Relationships between lake chemistry and calcium and trace metal concentrations of aquatic invertebrates eaten by breeding insectivorous waterfowl. Environ. Pollut. 96: 235-247.

Schindler, D.W. 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. Science, 239: 149-157.

Schindler, D.W., S.E.M. Kasian et R.H. Hesslein. 1989. Biological impoverishment in lakes of the midwestern and northeastern United States from acid rain. Environ. Sci. Technol. 23: 573-580.

Schlosser, I.J. et L.W. Kallemeyn. 2000. Spatial variation in fish assemblages across a beaver-influenced successional landscape. Ecology, 81: 1371-1382.

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Ministère de l'environnement. Ottawa. Bulletin 184, 1026 p.

Shannon, J.D. 1999. Regional trends in wet deposition of sulfate in the United States and SO_2 emissions from 1980 through 1995. Atmospheric Environment, 33: 807-816.

Shaw, M.A. et G.L. Mackie. 1990. Effects of calcium and pH on the reproductive success of *Amnicola limosa* (*Gastropoda*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1694-1699.

Shaw, M.A., I.J. Davies, E.A. Hamilton, A. Kemp, R. Reid, P.M. Ryan, N. Watson, W. White et K.M. Murphy. 1995. The DFO LRTAP Biomonitoring Program: Baseline characterization 1987-1989. Canadian technical report of Fisheries and Aquatic Sciences no 2032, 62 p.

Smith, K. et C.H. Fernando. 1978. A guide to the freshwater Calanoid and Cyclopoid Copepod Crustacea of Ontario. University of Waterloo, 76 p.

Snucins, E., J. Gunn, B. Keller, S. Dixit, A. Hindar et A. Henriksen. 2001. Effects of regional reductions in sulphur deposition on the chemical and biological recovery of lakes within Killarney Park, Ontario, Canada. Environ. Monit. Ass. 67: 179-194.

Snucins, E. et J.M. Gunn. 2003. Use of rehabilitation experiments to understand the recovery dynamics of acid-stressed fish populations. Ambio, 32: 240-243.

Stephenson, M. and G.L. Mackie. 1986. Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod *Hyallela azteca*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 288-292.

Stoddard, J.L., C.T. Driscoll, J.S. Kahl et J.H. Kellogg. 1998. A regional analysis of lake acidification trends for the Northeastern U.S., 1982-1994. Environ. Monit. Assess. 51: 399-413.

Thorp, J.H. et A.P. Covich. 2001. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. 2nd Edition. Academic Press, 1056 p.

Tremblay, S. et Y. Richard. 1993. Effects of acidity on fish communities in Southwestern Québec (Canada). Wat. Air Soil Pollut. 66: 315-333.

VanGuelpen, L., F. Markle et D.J. Duggan. 1982. An evaluation of accuracy, precision, and speed of evaluation of several zooplankton subsampling techniques. J. Cons. Int. Explor. Mer, 40: 226-236.

Vinebrooke, R.D., M.A. Turner, K.A. Kidd, B.J. Hann et D.W. Schindler. 2001. Truncated foodweb effects of omnivorous minnows in a recovering acidified lake. J. N. Am. Benthol. Soc. 20: 629-642.

Walker, E.M. 1953. The Odonata of Canada and Alaska - Volume I. University of Toronto Press, 292 p.

Walker, E.M. 1958. The Odonata of Canada and Alaska - Volume II. University of Toronto Press, 318 p.

Walker, E.M. et P.S. Corbet. 1975. The Odonata of Canada and Alaska - Volume III. University of Toronto Press, 307 p.

Walseng, B. et A.K. Schartau. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway : comparison of species along a pH gradient. Wat. Air Soil Poll. 130: 1319-1324.

Walseng, B., N.D. Yan et A.K. Schartau. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Shield lakes. Ambio, 32: 208-213.

Weeber, R.C, D.K. McNicol et D.A. Kirk. En préparation. Multivariate associations of benthic and mektonic macroinvertebrate cimmunities with fish status and habitat attributes of acid sensitive Ontario lakes.

Weeber, R.C., D.S. Jeffries et D.K. McNicol. 2005. Chapitre 7 : Le rétablissement des écosystèmes aquatiques. Dans Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, 440 p.

Wetzel, R.G. 2001. Limnology, 3^{e} edition. Elsevier Science, San Diego, USA, 1006 p.

Wiggins, G.B. 2000. Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera). 2^{e} édition. University of Toronto Press, 457 p.

Wollmann, K. 2000. Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) in acidic mining lakes with pH ≤ 3 in Lusatia, Germany. Hydrobiologia, 433: 181-183.

WWF. 2001. The status of wild Atlantic salmon: a river by river assessment. World Wildlife Fund, Norway, 172 p.

ANNEXE 1. Taxonomie utilisée

Niveau taxonomique	Classement taxonomique
Phylum	*Platyhelminthes*
Phylum	*Nematoda*
Phylum	*Rotifera*
Phylum	*Annelida*
Classe	*Clitellata*
Sous-classe	*Hirudinea*
Ordre	*Arhynchobdellida*
Famille	*Erpobdellidae*
Genre et espèce	*Erpobdella punctata*
Genre et espèce	*Nephelopsis obscura*
Famille	*Haemopidae*
Genre et espèce	*Haemopis marmorata*
Famille	*Hirudinidae*
Genre et espèce	*Macrobdella decora*
Ordre	*Rhynchobdellida*
Famille	*Glossiphoniidae*
Genre et espèce	*Batracobdella picta*
Genre et espèce	*Glossiphonia complanata*
Genre et espèce	*Helobdella elongata*
Genre et espèce	*Helobdella stagnalis*
Sous-classe	*Oligochaeta*
Ordre	*Haplotaxida*
Phylum	*Mollusca*
Classe	*Bivalvia*
Ordre	*Unionoida*
Ordre	*Veneroida*
Famille	*Pisidiidae*
Classe	*Gastropoda*
Ordre	*Basommatophora*
Famille	*Ancylidae*
Genre	*Ferrisia sp*
Famille	*Physidae*
Famille	*Planorbidae*
Ordre	*Heterostropha*
Famille	*Valvatidae*
Ordre	*Neotaenioglossa*
Famille	*Hydrobiidae*
Phylum	*Arthropoda*
Sous-phylum	*Chelicerata*
Classe	*Arachnida*
Ordre	*Aranea*

ANNEXE 1. Taxonomie utilisée (suite)

Niveau taxonomique	Classement taxonomique
Sous-classe	*Acarina*
Ordre	*Trombidiformes*
Sous-phylum	*Crustacea*
Classe	*Branchiopoda*
Sous-classe	*Phyllopoda*
Ordre	*Diplostraca*
Sous-ordre	*Cladocera*
Famille	*Chydoridae*
Famille	*Leptodoridae*
Famille	*Bosminidae*
Genre	*Bosmina sp.*
Famille	*Daphnidae*
Genre	*Daphnia sp.*
Famille	*Holopedidae*
Genre et espèce	*Holopedium gibberum*
Famille	*Sididae*
Genre et espèce	*Sida crystallina*
Classe	*Malacostraca*
Sous-classe	*Eumalacostraca*
Ordre	*Amphipoda*
Famille	*Crangonyxidae*
Famille	*Hyalellidae*
Ordre	*Decapoda*
Famille	*Cambaridae*
Genre et espèce	*Cambarus bartonii*
Genre et espèce	*Orconectes propinquus*
Genre et espèce	*Orconectes virilis*
Ordre	*Isopoda*
Famille	*Asellidae*
Classe	*Maxillopoda*
Sous Classe	*Copepoda*
Ordre	*Calanoida*
Famille	*Diaptomidae*
Genre et espèce	*Skistodiaptomus reighardi*
Famille	*Temoridaee*
Genre et espèce	*Epischura lacustris*
Ordre	*Cyclopoida*
Famille	*Cyclopidae*
Genre et espèce	*Cyclops cutifer*
Classe	*Ostracoda*

ANNEXE 1. Taxonomie utilisée (suite)

Niveau taxonomique	Classement taxonomique
Sous-phylum	*Hexapoda*
Classe	*Insecta*
Ordre	*Collembola*
Famille	*Isotomidae*
Ordre	*Coleoptera*
Famille	*Dytiscidae*
Famille	*Carabidae*
Famille	*Gyrinidae*
Famille	*Haliplidae*
Famille	*Chrysomelidae*
Famille	*Curculionidae*
Famille	*Elmidae*
Famille	*Staphylinidae*
Ordre	*Diptera*
Famille	*Ceratopogonidae*
Famille	*Chaoboridae*
Famille	*Chironomidae*
Famille	*Tabanidae*
Ordre	*Ephemeroptera*
Famille	*Arthropleidae*
Famille	*Heptageniidae*
Famille	*Caenidae*
Famille	*Leptophlebiidae*
Famille	*Ephemerellidae*
Famille	*Ephemeridae*
Famille	*Baetidae*
Famille	*Metretopodidae*
Famille	*Siphlonuridae*
Ordre	*Heteroptera*
Famille	*Notonectidae*
Famille	*Corixidae*
Famille	*Gerridae*
Famille	*Belostomatidae*
Famille	*Nepidae*
Ordre	*Homoptera*
Ordre	*Hymenoptera*
Ordre	*Lepidoptera*
Famille	*Pyralidae*
Ordre	*Megaloptera*
Famille	*Corydalidae*
Famille	*Sialidae*
Famille	*Sisyridae*

ANNEXE 1. Taxonomie utilisée (suite)

Niveau taxonomique	Classement taxonomique
Ordre	*Odonata*
Sous-ordre	*Anisoptera*
Super-famille	*Libelluloidae*
Famille	*Aeshnidae*
Famille	*Corduliidae*
Famille	*Gomphidae*
Famille	*Libellulidae*
Sous-ordre	*Zygoptera*
Famille	*Coenagrionidae*
Famille	*Lestidae*
Ordre	*Psocoptera*
Ordre	*Trichoptera*
Famille	*Phryganeidae*
Famille	*Sericostomatidae*
Famille	*Limnephilidae*
Famille	*Leptoceridae*
Famille	*Hydroptilidae*
Famille	*Lepidostomatidae*
Famille	*Molannidae*
Famille	*Polycentropodidae*
Ordre	*Symphypleona*
Famille	*Sminthuridae*
Phylum	*Chordata*
Sous-phylum	*Vertebrata*
Classe	*Actynopterygii*
Sous-classe	*Neopterygii*
Ordre	*Gasterosteiformes*
Famille	*Gasterosteidae*
Genre et espèce	*Culaea inconstans*
Ordre	*Siluriformes*
Famille	*Ictaluridae*
Genre et espèce	*Ictalurus nebulosus*
Ordre	*Perciformes*
Famille	*Centrarchidae*
Genre et espèce	*Amblopites rupestris*
Famille	*Percidae*
Genre et espèce	*Perca flavescens*
Ordre	*Salmoniformes*
Famille	*Salmonidae*
Genre et espèce	*Salvelinus alpinus*
Genre et espèce	*Salvelinus fontinalis*

ANNEXE 1. Taxonomie utilisée (suite)

Niveau taxonomique	Classement taxonomique
Ordre	*Cypriniformes*
Famille	*Cyprinidae*
Genre et espèce	*Pimephales notatus*
Genre et espèce	*Notropis cornutus*
Genre et espèce	*Semotilus atromaculatus*
Genre et espèce	*Pimephales promelas*
Genre et espèce	*Notemigonus crysoleucas*
Genre et espèce	*Couesius plumbeus*
Genre et espèce	*Notropis bifrenatus*
Genre et espèce	*Semotilus margarita*
Genre et espèce	*Phoxinus eos*
Famille	*Catostomidae*
Genre et espèce	*Catostomus commersoni*
Classe	*Amphibia*
Ordre	*Anura*
Famille	*Bufonidae*
Genre et espèce	*Bufo americanus*
Famille	*Ranidae*
Genre et espèce	*Rana catesbeiana*
Genre et espèce	*Rana clamitans*
Genre et espèce	*Rana septentrionalis*
Genre	*Rana sp*
Ordre	*Caudata*
Famille	*Ambystomatidae*
Genre	*Ambystoma sp*
Famille	*Salamandridae*
Genre et espèce	*Notophthalmus viridescens*

Ce document est imprimé
sur le papier certifié
par Éco-Logo™.